

**TARTU ÜLIKOOL
LOODUS- JA TEHNOLOOGIATEADUSKOND
ZOOLOOGIA OSAKOND
HÜDROBIOLOOGIA ÕPPETOOL**

Kelli Maldre

**KIRPVÄHKIDE LEVIKUT MÕJUTAVAD
KESKKONNATEGURID**

Bakalaureusetöö

Juhendaja: Greta Reisalu

TARTU 2013

SISUKORD

1. Sissejuhatus	4
2. Ülevaade Eesti rannikumeres elavatest kirpvähkidest ja neid mõjutavatest keskkonnateguritest	6
2.1. Eesti rannikumere kirpvähkide iseloomustus	6
2.2. Kirpvähkide levikut mõjutavad keskkonnategurid	9
3. Materjal ja meetodid.....	15
3.1. Andmete kogumine ja laboratoorne analüüs	15
3.2. Uurimisala iseloomustus.....	16
3.3. Keskkonnaandmed.....	18
3.4. Andmeanalüüs	19
4. Tulemused	21
5. Arutelu.....	32
Kokkuvõte	35
Summary.....	36
Tänuavaldus.....	37
Kasutatud kirjandus	38

1. Sissejuhatus

Kõrgemate vähkide (*Malacostraca*) hulka kuuluvaid kirpvähilisi (*Amphipoda*) on käesoleval ajal teada umbes 6000 liiki ning neil on ääretult suur tähtsus madalvee ökosüsteemi aine- ja energiaringes. Nad on toiduks paljudele selgrootutele, kaladele ja lindudele ning on olulised taimsete ja loomsete jäänuste lagundajad (Kotta 2011). Kirpvähilised on võimelised elama väga erinevates vee-elupaikades (Steele 1988) ning kõige liigirikkamalt on nad esindatud meredes, kus asustavad nii merepõhja kui ka veemassiivi (Kotta 2011). Nad on peamiselt ujumise teel liikuvad ning taimestikule, kividele või teiste loomade külge klammerduvad veeloomad. Kõndimine liikumisviisina on nende puhul üldiselt ebaefektiivne, kuid erandiks on siinkohal perekond kirpvähid (*Gammarus*), mis on seetõttu ka teistest perekondadest liikuvam (Steele 1988).

Kirpvähkide perekond koosneb erinevatest liikidest, mida leidub põhjapoolkeral nii mere-, riim- kui ka magevee elupaikades. Perekonnas on liike umbes 130, millest 100 elutsevad magevees. (Gaston ja Spicer 2001). Nende elutsükkel on üldiselt üsna lihtne: emane muneb munad oma haudepauna, kus need koheselt viljastuvad ning järglaste areng toimub otseselt (Leineweber 1985). Vältimaks liikidevahelist paljunemist on Läänemeres elavatel liikidel perekonnast *Gammarus* kujunenud üksteisest erinevad kindlad paljunemisajad (Kolding ja Fenchel 1979). Maksimaalne eluiga on 12 kuni 14 kuud ning aastas võib olla üks kuni kaks generatsiooni, olenevalt liigist ja keskkonnateguritest (Leineweber 1985).

Perekonna *Gammarus* viis liiki moodustavad Eesti rannikumeres mitte-mageveeliikide hulgas domineeriva osa: *Gammarus zaddachi* Sexton, 1912, *G. salinus* Spooner, 1947, *G. oceanicus* Segerstråle, 1947, *G. duebeni* Liljeborg, 1852 ja *G. locusta* Linnaeus, 1758 (Gastor ja Spicer 2001). Lisaks laiendab aasta-aastalt oma leviala Põhja-Ameerikast pärit võõrliik *G. tigrinus* Sexton, 1939, mis jõudis 1930ndatel Euroopasse ilmselt ballastveega (Chambers 1977) ning mis on viimasel kümnendil just Läänemeres eriti kiiresti disperseerunud (Ba et al. 2010). Esmakordselt leiti *G. tigrinus* 2003. aastal Kõiguste lahest (Herkül ja Kotta 2007) ning praeguseks on ta muutunud kohalikele kirpvähkidele oluliseks konkurendiks.

Kirpvähiliste elupaigavalik sõltub ühest küljest tema suhetest teiste liikidega, mis mõjutavad teda nii läbi konkurentsi kui läbi kiskluse ning teisest küljest sõltub see liigi enda

füsioloogilisest taluvusest (MacNeil et al. 1999). Pehmele põhjale bentilisi kooslusi määrab peamiselt soolsus, kuid ka sügavus, hapnikutase, setete iseloom ja toitainete kontsentratsioon (Perus et al. 2007). Ühtlaselt madala soolsusega Läänemere aladel jagavad perekonna *Gammarus* liigid samu elupaiku rohkem kui mujal, kuid on näha, et elupaigavalikut mõjutavad avatus lainetusele, substraat ja sügavus (Fenchel ja Kolding 1979).

Bentilistel kooslustel on rannikumeres oluline roll ning kirpvähid on sellistes kooslustes tihti väga arvukad. Kirpvähid on toiduobjektide ja lagundajatena rannikumere energia- ja aineringses tähtsal kohal ning nad on tänu oma suurele sigivusele ja laiale levikule erinevates biotoopides heaks uurimisobjektiks, kuid liikide tasemel on seni läbi viidud vaid üksikuid uuringuid. Mõistes tegureid, mis mõjutavad kirpvähkide eelistusi elupaikade suhtes, võivad nad olla mudelorganismideks hindamaks olukorda merekeskkonnas ning peegeldamaks seal toimuvaid keskkonnamuutusi. Samuti on võimalik nende abil uurida invasiivsete liikide mõju ökosüsteemile.

Käesoleva töö eesmärgiks on uurida 1) kuidas eelnimetatud kuue Eesti rannikumeres enamlevinud kirpvähiliigi elupaigavalikut mõjutavad erinevad keskkonnategurid nagu soolsus, temperatuur, sügavus, setete struktuur, nõlvakalle, taimekatvus, valgustingimused, klorofüll α kontsentratsioon, jää paksus ning avatus lainetusele; 2) kas võõrliigi *G. tigrinus* elupaigavalik erineb kohalike kirpvähkide omast.

2. Ülevaade Eesti rannikumeres elavatest kirpvähkidest ja neid mõjutavatest keskkonnateguritest

2.1. Eesti rannikumere kirpvähkide iseloomustus

Kõik viis kohalikku liiki, *G. zaddachi*, *G. salinus*, *G. oceanicus*, *G. locusta* ja *G. duebeni* on omavahel väga lähedaselt seotud ning ehituselt praktiliselt identsed. Nad on isegi nii sarnased ning sageli kooselutsevad, et mõne autori arvates tuleks neid käsitleda kui sama liigi eri vorme (Gaston & Spicer 2001), kuid vaatamata väikestele morfoloogilistele erinevustele on nende elupaigavalikud liigiti erinevad, seda eriti seoses soolsusega (Bulnheim 1979). Koos võõrliigi *G. tigrinus* saabumisega Läänemerele on kohalike liikide rohkus ja biomass märgatavalt vähenenud (Kotta et al. 2006).

Ookeani kirpvähi (*G. oceanicus*) isased isendid on kuni 29 mm ja emased kuni 23 mm pikkused (Kolding ja Fenchel 1979). Mõlemad sugupooled on valgete silmadega poolläbipaistvad üsna ühtlast hallikat, rohekaskollast või kollast värvi, emased on tihtipeale tumedamad (Croker ja Gable 1977). *G. oceanicus* on üks kolmest perekonna *Gammarus* liigist, mille paljunemisaeg on talvel. Tal on üks generatsioon aastas ning juveniile võib leida maist oktoobrini (Kolding ja Fenchel 1979). Liiki leidub madalates rannikuvetes üle terve boreaalse ja subarktilise piirkonna. Lõuna poole ulatub ookeani kirpvähi levila Suurbritanniani, ida poole Siberini ja Ameerika Ühendriikide rannikul New Yorgini (Gaston ja Spicer 2001).

Pelgliku kirpvähi (*G. duebeni*) levikuala ulatub üle terve Atlandi ookeani (Gaston ja Spicer 2001). Atlandi ookeani kirdeosas leidub liiki mitmetel väikestel saartel Suurbritannia läänerrannikul, Fääri saartel, Shetlandil ja Islandil, samuti Põhjameres ja Botnia lahes (Sutcliffe 1967). Vaatamata asjaolule, et seda liiki võib leida ka täielikult merelistes tingimustes, peetakse seda siiski riimveeliigiks, millel on erakordselt suur taluvus soolsuse suhtes (Gaston ja Spicer 2001). Läänemeres võivad siin töös käsitletavat kirpvähi liigid elutseda kõrvuti samades elupaikades (Kolding 1981), kuid *G. duebeni* jääb kohtades, kus ta elab või võiks elada koos teiste liikidega, konkurentsist enamasti alla. Enamikus kohtades on teda vaid väikeste isoleeritud kogumitena jõe- ja allikasuudmetel (Fenchel ja Kolding 1979). Samas tunneb ta ennast üsna hästi ekstreemsemates elupaikades (Gaston ja Spicer 2001) sest on vähe

kohti, kus oleks antud kuuest liigist võimeline elama ainult üks liik, kuid sellise koha leidumisel on selleks üheks liigiks peaaegu eranditult *G. duebeni* (Kolding ja Fenchel 1981). Võrreldes teiste liikidega, on pelglikul kirpvähil lisaks suurele soolsuse kõikumise taluvusele ka suurem madala hapnikuhulga ning anoksia taluvus (Gaston ja Spicer 2001). Võrreldes teiste kohalike liikidega on *G. duebeni* hapnikutarve massiühiku kohta kõige väiksem (Bulnheim 1979). *G. duebeni* võib elada ka mageveekogudes, kuid üldiselt on nende veekogude suhteline soolasisaldus kõrge (Sutcliffe 1967). Suuruse poolest on *G. duebeni* väiksem kui *G. oceanicus*: isased on kuni 20 mm ja emased kuni 15 mm pikkused. (Kolding ja Fenchel 1979). Värvus on tal tumerohekas või –pruunikas, külgedel võivad olla roosad laigud (Internet 1). Elutsükli poolest on *G. duebeni* ja *G. oceanicus* peaaegu identsed: liigil *G. duebeni* toimub paljunemine novembrist juunini ja juveniile leidub aprillist oktoobrini, mil nad moodustavad umbes 70% populatsioonist (Kolding ja Fenchel 1979).

G. zaddachi on umbes sama suur kui *G. duebeni* isaste maksimaalse pikkusega 21 mm ja emaste maksimaalse pikkusega 15 mm (Kinne, 1961). Liigil *G. zaddachi* on kaks põlvkonda aastas ja talve generatsiooni maksimaalsed suurused on suvegeneratsioonide omadest natukene väiksemad (Kolding ja Fenchel 1979). Värvuselt on nad heledad hallikasrohelistes või –kollased tumedamate põikimarkeeringutega ja tihtipeale esinevad neil punased laigud (Internet 2). *G. zaddachi* levib Atlandi ookeani idaosas boreaalsete alade riimvetes (Vader 1977). Liik eelistab kivise põhja ning selge veega jõesuudmeid, vältides kaugemale jäävaid kõikuva soolsusega piirkondi, mis sobivad pigem seal domineerivatele liikidele *G. oceanicus* ja *G. duebeni* (Steen 1951). Gaston ja Spicer (2001) on leidnud, et *G. zaddachi* taluvus erinevate keskkonnategurite suhtes on väiksem kui *G. duebeni*’l, kuid kõrgem kui teistel uuritud liikidel.

Nii nagu liiki *G. zaddachi*, leidub ka mere kirpvähki (*G. salinus*) suuremas osas vaid Euroopa riimvee piirkondades (Crocker ja Gable 1977), kuid võrreldes liigiga *G. zaddachi* on *G. salinus* rohkem lõunapoolse levikuga (Vader 1977). Liik on oma leiukohtades tavaline, seda Norra keskosast kuni Hispaania rannikuni ja eriti rohkelt leidub teda piirkondades, kus mage ning soolane vesi segunevad, tekitades suuri soolsuse kõikumisi (Skårshøj 1984). Ka välimuselt on *G. salinus* ja *G. zaddachi* sarnased. Isased on kuni 21 mm ja emased kuni 17 mm

pikkused. Aastas on neil üks generatsioon, kuid mune kandvaid emaseid võib leida läbi terve aasta. Enim on juveniile aprillist juunini (Kolding ja Fenchel 1979).

G. locusta isased isendid on kuni 33 mm pikkused ja emased kuni 20 mm pikkused (Internet 3). Aastas on neil kaks generatsiooni ning detsembrist märtsini mune kandvaid emaseid ei leidu (Kolding ja Fenchel 1979). Enamasti elavad nad merelistes tingimustes ning levikuala ulatub Põhja-Norrast Hispaaniani. Eelmiste liikidega võrreldes on see enim lõunasse ulatuva levikupiiriga liik. Kirpvähil *G. locusta* on ka mõningane võime taluda madalaid soolsusi ning Läänemeres võib ta püsivalt elada soolsuste juures, mis jäävad vahemikku 5-7 PSU (Coelho et al. 2002). Samuti nagu soolsuse osas on *G. locusta* nõudlus hapniku järele võrreldes teiste kirpvähkidega suurem ning kohalikest liikidest on tal massiühiku kohta kõige suurem hapnikutarve (Bulnheim 1979).

Vööt-kirpvähk (*G. tigrinus*) on võrreldes teiste liikidega väiksem: isased on kuni 12 mm pikkused ja emased kuni 10 mm pikkused. Elusisenditel on väga hästi eristuv muster. Isased on kahvaturohelised või kollakad ja emased on sinaka tooniga, mõlemal on kahvaturohelised ja sügavsinised või mustad ja kuldsed põikivöödid (Internet 4). Liigil *G. tigrinus* on suur potentsiaal muutuda invasiivseks liigiks paljudes kohtades üle maailma ja Euroopasse jõudes levis ta Briti saartel ning Lääne-Euroopas väga kiiresti (Ba et al. 2010). Võõrliigi *G. tigrinus* kiirele leviala laiendamisele aitas tahtmatu laevatrantspordi kõrval kaasa ka inimeste tahtlik tegevus. Liigi laiem levik Euroopas algaski peale seda, kui *G. tigrinus* meelega uutesse veekogudesse kaladele toidulisandiks viidi (Berezina 2007). Viimasel ajal on *G. tigrinus* jõudnud Läänemeres ida ja põhja poole (Ba et al 2010). Oma looduslikus elupaigas elab ta nii mage- kui riimvees (Grabowski et al. 2007) ja Läänemeres on *G. tigrinus* väga kiiresti levinud, sest talle sobib Läänemere madal soolsus (Ba et al. 2010). Eestis leiti isendeid liigist *G. tigrinus* esmakordselt 2003. aastal Kõiguste lahest (Herkül ja Kotta 2007). 2006. aastal oli ta juba jõudnud Soome lahest Läänemere idapoolseimasse ossa Neeva suudmesse. Sealt kogutud proovides olid pooled kirpvähi *G. tigrinus* isenditest viljakad emased või juveniilid, mis näitab, et liik on sealse paiga edukalt asustanud ning see on paljunemiseks sobiv (Berezina 2007).

2.2. Kirpvähkide levikut mõjutavad keskkonnategurid

Soolsus

Soolsuse kõikumine võib meres elavaid organisme mõjutada kahel moel, olenevalt kas tegemist on steno- või eurühaliinsete organismidega (Péqueux, 1995). Kõik kuus siin töös käsitletavat kirpvähiliiki on eurühaliinsed (Bulnheim, 1979). Erinevad tööd mitmete Põhja-Euroopa asupaikadega on näidanud, et viie kohaliku kirpvähiliigi (*G. zaddachi*, *G. duebeni*, *G. locusta*, *G. oceanicus* ja *G. salinus*) jaotumine toimub vastavalt soolsusele ning liikudes magedast veest soolasemasse, viie liigi leidumine mõnevõrra varieerub (Fenchel ja Kolding, 1979).

Läänemere soolsust mõjutavad tema poolsuletus ning ühendus täielikult merelise veega toimub vaid kitsaste ja madalate Taani väinade kaudu. Läänemere soolsus varieerub täielikult merelisest (üle 25 PSU) limniliseni (alla 1 PSU), kusjuures soolaseim on sissekäik Kattegati ning magedaimad on Botnia ja Soome laht (Perus et al. 2007). Vee soolsus varieerub aastast aastasse, samuti sõltuvalt aastaegadest, nii jääkatte ajast tuleneva väiksema aurumise, lume sulamisel vabaneva veevaru, jõgedest ja merest lisanduva vee kui ka aasta ning kuude keskmiste temperatuuride erinevuste tõttu (Falkenmark, 1986, Omstedt et al. 1997). Lisaks toimub suuri ebaregulaarseid soolsuse muutusi pinnakihtides tuule mõjul (Skårshem, 1983). Soolsuse kõikumise suhtes on kõige tundlikumad liigid, mis elavad oma soolsuse taluvuse piiiril (Isæus 2004). Eesti rannikumere eri osade soolsus on küllatki erinev. Üldiselt kõigub see vahemikus 4-6 PSU, kuid võib kohati olla vaid 2-3 PSU ning tugevalt jõgede sissevoolust mõjutatud piirkondades isegi 0 PSU. Merele avatumates piirkondades on vee soolsus 7 või enam PSU.

Võõrliigid

Viimastel aastakümnetel on varem stabiilseid kirpvähiliste populatsioone mõjutanud ka võõrliikide sissetung, kellel võib kohalikule elustikule olla nii otsene kui kaudne mõju (Kotta 2011). Kirpvähiliste võõrliigid on mitmetes uuritavates kohtades edukalt ületanud kohalikke liike arvukuse poolest ning ajapikku need asendanud. Võõt-kirpvähi *G. tigrinus* sissetungist

Euroopa vetesse on enim mõjutatud olnud kohalikud liigid *G. zaddachi* ja *G. duebeni* (Jazdzewski et al. 2004). Kõikjal, kus *G. tigrinus* on põlised kirpvähiliste liigid asendanud, on toimunud drastiline põlise fauna langus, mis on muutnud liikide vahekorda ning liikidevahelisi interaktsioone (Packalén et al. 2008). Kirpvähi *G. tigrinus* puhul on täheldatud kisklust samasuurte ja ka suuremate kirpvähiliste suhtes, keda ta ründab kestumise ajal kui saaklooma seljakilp on pehme (Dick 1996). Soome lahes on üsna ebatõenäoline, et *G. tigrinus* suudaks asendada liiki *G. oceanicus*, mis on temast 3-5 korda suurem, kuid *G. zaddachi* puhul oleks ta selleks suuteline ning sellel oleks tõenäoliselt oma mõju rannäärsele toiduvõrgustikule. Vähenenud herbivoorsuse võimalik mõju oleks näiteks niitjate makrovetikate hulga suurenemine, mis on hetkel Soome lahes kasvanud eutrofikatsiooni tõttu üks kõige olulisemaid probleeme juba mitu kümnendit (Packalén et al. 2008). Samas oleks sellel mõjul ka omad piirid, sest kirpvähilistest toituvad kalad ei ole saagi suhtes liigispetsiifilised ning *G. tigrinus* on kaladele täpselt sama hea toit kui teisedki kirpvähiliigid (Daunys ja Zettler 2006).

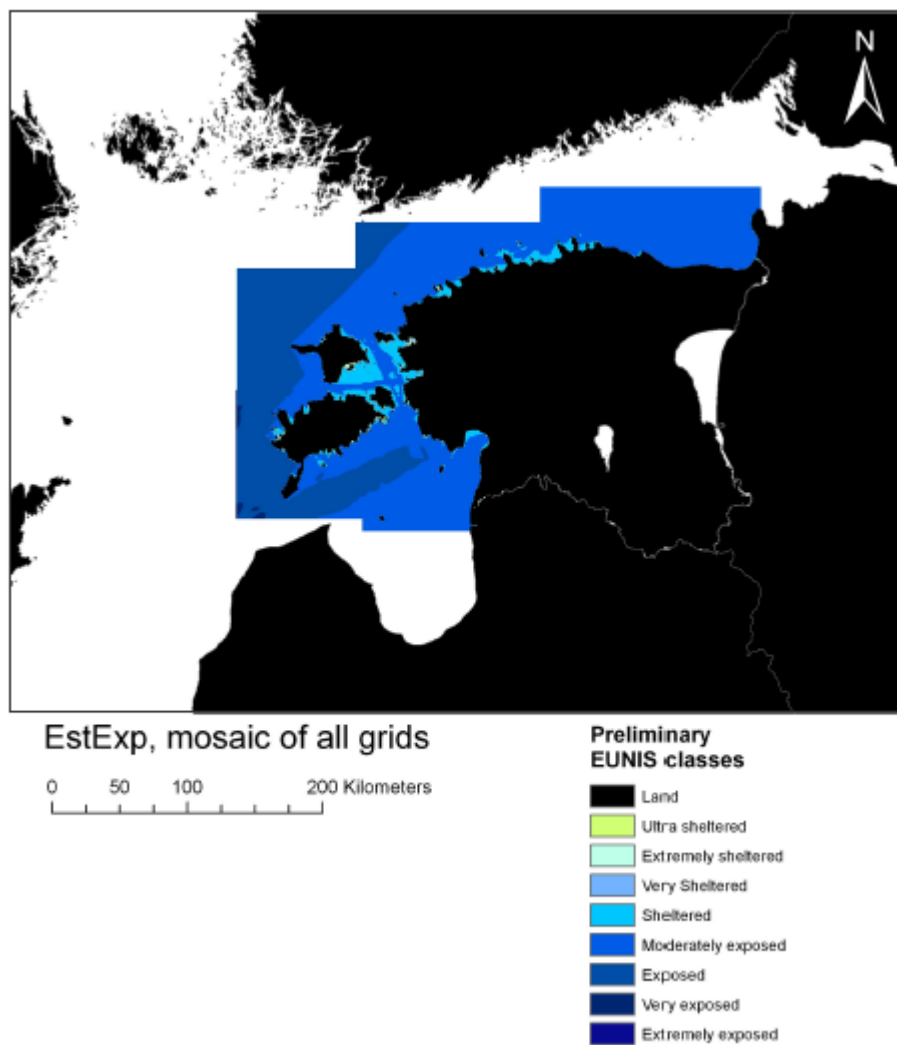
Invasiivsetele võõrliikidele tagab edu oportunistlik ressursside kasutus, kõrge viljakus, efektiivse kiskluse vähesus ning kohalike liikidega võrreldes suurem reostunud vee talumine. Nende kõrge reproduktiivse potentsiaali põhjuseks on suguküpsuse varasem saavutamine, suurem haude suurus ning korduv järglaste saamine ühe aasta jooksul. Korduva paljunemise juures võib mõnel liigil olla kolm põlvkonda igal aastal. (Grabowski et al. 2007) Madalama kvaliteediga vee parem talumine on samuti väga oluline eelis. Hiljuti ka Soome lahte jõudnud kirpvähki *G. tigrinus* leidub Helsingi ümbruses pigem inimtegevusest puudutatud paikades, kus ta võib olla ka domineerivaks liigiks, samal ajal kui inimtegevusest kaugemates piirkondades ei ole teda üldse või on vähestes kogustes (Packalén et al. 2008). Arvestades, et kohalikud liigid on võimelised invasiivsete võõrliikidega võistlema vaid puhtas vees, aitab inimeste tegevus nende levikule kaasa, sest halvenevad tingimused Läänemeres loovad soodsad tingimused tolerantsematele võõrliikidele (Grabowski et al. 2007).

Temperatuur

Kirpvähilised on temperatuuri muutuste suhtes tundlikud, sest sellel on suur mõju nende ainevahetusele ja seega kasvule. Madalamad temperatuurid vähendavad oluliselt toidu tarbimist (Nilsson 1974). See mõjutab kirpvähkide paljunemist, sest on leitud suhe emaste isendite pikkuse ja munade arvu vahel, kus pikematel emastel on rohkem mune, samuti on temperatuuril otsene mõju munade arvule, sest sama suurtel isenditel on kõrgema temperatuuri korral rohkem mune kui madala temperatuuri juures (Kinne 1961). Temperatuuril võib paljunemisele olla ka teistsugune mõju. Mõne liigi puhul on temperatuur järglaste soo väljakujunemisel määravaks teguriks, näiteks on see oluline *G. duebeni* puhul. Muutused temperatuuris võivad sellisel juhul kaasa tuua ebasoositavaid muutusi sugude arvulises suhtes (Lawrence ja Soame 2004).

Avatus

Avatust lainetusele mõjutab vaba vee pikkus, millel tuul saab tegutseda ja laineid tekitada (Nikolopoulos ja Isæus 2008). Avatud ja kaitstud aladel leiduvate koosluste vahel on selge erinevus (Karakiri ja Nicolaidou 1988). On leitud, et avatud aladel on rohkem mikroelupaiku, mistõttu seal on liigirikkus suurem ning rohkearvulised liigid on suurema ala peale jaotunud, samas kui varjatوماتes elupaikades on mõned selgelt domineerivad liigid (Sanchez-Moyano ja Garcia-Gómez 1998). Mereselgrootute jaoks on lainetusele avatus oluline tegur ka suure mõju tõttu, mida lained avaldavad makrofütitele ja vetikakooslustes toimuvad mitmesugused muutused tekitavad muudatusi ka elupaikade sobivuses selgrootute jaoks ning selgrootute leidumises vastavates elupaikades (Isæus 2004). Eesti rannik on Põhja-Eestis üldiselt varjatud, kuid mitte Ida-Virumaal, kus rannik on lainetusele mõõdukalt avatud. Rannik on lainetuse eest varjatud ka aladel, mis jäävad Hiiumaa ja mandri ning Saaremaa ja Muhu saare vahele. Mujal on rannik lainetusele mõõdukalt avatud, Saaremaast ja Hiiumaast lääne pool rohkem avatud (joonis 1).



Joonis 1. Eesti rannikumere avatus lainetusele. Heledamad sininse toonid tähistavad enam varjatud alasid, tumedamad lainetusele avatumaids alasid (Nikolopoulos ja Isæus 2008).

Põhja struktuur ja nõlvakalle

Läänemeres on kaks põhilist bentilist elukoha tüüpi: kõvapõhjalised ja pehmepõhjalised süsteemid. Kõvapõhjalisi elupaiku on enim saarestikes, kus suur hulk kiviseid saari ja veealuseid kaljusid pikendavad rannajoont oluliselt sirge rannikujoonega võrreldes (Jansson 1980). Erinevatel põhjatüüpidel kasvavad igale paigale iseloomulikud vetikakooslused. Üldiselt koosnevad rannikuäärsed põhjad paljudest eri tüüpi laikudest, mis suurendab

rannikuvees leiduvat liigirikkust Läänemere keskosaga võrreldes (Olenin 1997). Suur osa Läänemerest on kaetud muda ja liivaga ning selgete mageveemõjutustega madalatel lahtedel on tihti pilliroogu ja penikeeli segamini pruunvetikate ja põisadruga (Jansson 1980). Peale põhjakoosluse liigilise kuuluvuse on oluline ka see, kui suur osa põhjast on taimestikuga kaetud. Põhjatüübi kõrval on põhja katvuse juures oluline roll ka veel nõlvakandel. Näiteks pruunvetikas kasvab laugedel ja väikese kaldega põhjadel tihedamalt, järsemate nõlvade puhul üldkatvuse määr langeb (Isæus 2004). Eesti rannikuvete eri osades on nii pehmpõhjalisi madalaid lahtesid kui ka peamiselt kõvapõhjalisi alasid. Madalas, tugeva hüdroloogilise aktiivsuse mõjuvälja jäävas vees oleneb põhja vastupidavus tormidele setete suurusest ja struktuurist (Olenin 1997).

Taimestik

Viimastel kümnenditel on suuresti kasvava inimtekkelise eutrofikatsiooni tõttu vähenenud veetaimestiku rohkus ja ruumiline levik (Herkül ja Kotta 2009). Suurenenud toitainetesisalduse tõttu on mõned mitmeaastased taimed asendunud üheaastaste õitsenguid põhjustavate vetikatega (Worm ja Lotze 2006). Mereliste suurselgrootute arvukus on aga märgatavalt suurem seal, kus on olemas taimestik ning suureneb taimede tiheduse ja biomassi suurenemisega (Orth et al. 1984). Taimed pakuvad selgrootutele kaitset vähendades kisklussurvet kiskjate toitumiseefektiivsuse kahandamise abil, samuti pakub kaitset taimede vahel kahanev veekiirus. Lisaks kasvab toiduhulk nii hõljuva orgaanilise aine suurema kogunemise kui epifüütilise vetika suurema biomassi tõttu (Hansen et al. 2010). Makrofüütidel on rannikuvees selge vertikaalne jaotumine, kus rohe- ja mändvetikad on kõige madalamas vees, neile järgnevad pruunvetikad ja kõige sügavamal kasvavad punavetikad (Jansson 1980). Liigid võivad erinevate makrofüütide suhtes kitsalt spetsialiseeruda (Norderhaug 2004).

Sügavus

Põhjakooslustel on täheldatud selget jagunemist sügavuse järgi (Lubchenco 1980, Korpinen ja Westerborn 2010). Ka kirpvähkide ruumilist jagunemist uurides on leitud, et sügavus on

elupaigavalikul oluline füüsiline faktor. Sügavuse juures mõjutavad liike mitmesugused füüsikalised tegurid nagu sette ehitus ja hüdrodünaamika ning biotilised tegurid nagu toidu kättesaadavus, konkurents ja kisklus. Sügavuse muutudes muutuvad primaarproduktioon, temperatuur ja põhja stabiilsus (Carvalho et al. 2011). Lisaks nendele teguritele on sügavusest sõltuv hapniku kontsentratsioon, mille suhtes võivad liikidel olla erinevad nõudmised (Gogina ja Zettler 2010). Samuti on hapniku osas omad nõudmised kirpvähkidele sobivatel makrofüütidel, mida sügavuse kasvades mõjutavad lisaks hapnikule ka valguse kättesaadavus, mis võib nende kasvule ja seega ka kirpvähkide levikule saada limiteerivaks faktoriks (Isæus 2004).

Klorofüll α ja valgus

Alates 1970ndatest on klorofüll α kontsentratsioon Soome lahes tõusnud enam kui 150% ning see on tunnistuseks, et vetikate biomass on selle ajaga palju kasvanud (Fleming-Lehtinen et al. 2008). Vetikamassi kasv on valgustingimusi Läänemeres märgatavalt halvendanud (Sanden ja Hakansson 1996), kuid valgustingimustel on oluline roll suurvetikate kasvuala määramisel ja koos valgustingimuste muutumisega on muutunud ka sügavused, kus erinevad kirpvähiliste kasvuks sobivad suurvetikad asuvad (Eriksson et al. 1998). Näiteks on leitud, et pruunvetikate kooslused on nihkunud madalamasse vette (Kautsky et al. 1986, Rohde et al. 2008). Üheaastased õitsevad vetikad võivad suurvetikate kasvu takistada ka veepinna põhja vajudes, kui nad katavad kasvuks sobilikke pindasid ning ei lase seeläbi suurvetikatel neid pindu koloniseerida (Isæus 2004).

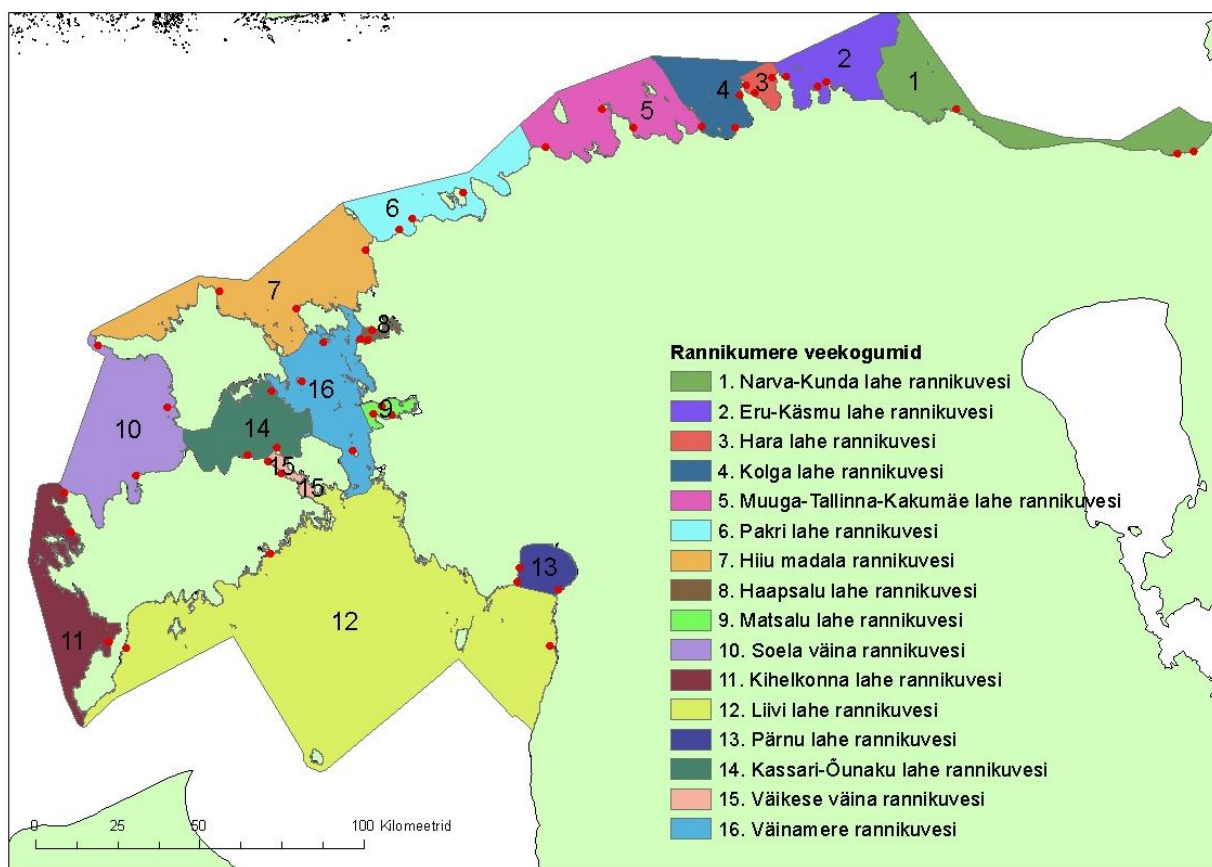
Jää

Läänemeres moodustub jääkate igal aastal ja jääkatte aeg on keskmiselt 6 kuud, kuid tingimused on aastast aastasse väga varieeruvad (Haapala et al. 2001). Muutused jääkatte kestuses muudavad veekeskkonna troofilisi suhteid ja läbi selle mõjutavad elustiku biomassi ja liigirikkust (Coyle et al. 2007).

3. Materjal ja meetodid

3.1. Andmete kogumine ja laboratoorne analüüs

Andmed põhjaloomastiku liigilise koosseisu, arvukuse ja biomassi määramiseks koguti Eesti riikliku rannikumere seire käigus juuli keskpaikast augusti keskpaigani aastatel 2007-2012. Andmed on kogutud kuue-aastase hindamisperioodi jooksul, kuna seiretegevus on jagatud aastate vahel ning ühel aastal kaetakse seireuringutega üksnes osa rannikumerest. Eesti rannikuvesi on vastavalt hüdroloogilisele, hüdrokeemilisele ja hüdrobioloogilisele režiimile jaotatud 16 veekogumiks: Narva-Kunda lahe, Eru-Käsmu lahe, Hara lahe, Kolga lahe, Muuga-Tallinna-Kakumäe lahe, Pakri lahe, Hiiu madala, Haapsalu lahe, Matsalu lahe, Soela väina, Kihelkonna lahe, Liivi lahe, Pärnu lahe, Kassari-Õunaku lahe, Väikse väina ja Väinamere rannikuveeks (joonis 2).



Joonis 2. Eesti rannikuvee jaotus koos seirepunktidega.

Igal veekogumil asub kolm transekti. Veekogumite puhul, millel teostati seiret uurimisperioodi jooksul mitmel aastal, kaasati analüüsidesse üksnes kõige viimasena kogutud proovide andmed.

Kalda suhtes 90° nurga all paikneval transektil koguti kvantitatiivseid biomassi proove sukeldumistehnoloogia abil põhjataimestiku koosluste esinemise vööndis 5-7 sügavuselt: 0.2, 0.5, 1-2, 2-3, 4-5, 6-8 ja 10-12 meetri juures. Proovid on kogutud kolmes korduses. Proovide kogumiseks kasutati raamproove, kus raami suuruseks on 20x20 cm. Raamide asetus merepõhjas oli valikuline, et kaasata niipalju varieeruvust kui võimalik, kusjuures tühjalt liivalt ning lahtisest vetikamatist proove ei võetud. Samuti mõõdeti erinevaid keskkonnaparameetreid (hapniku sisaldus vees põhjalähedases kihis, temperatuur, vee läbipaistvus, põhja iseloom, setete hulk).

Andmeid analüüsiti vastavalt HELCOM'i poolt välja töötatud selgrootute uurimise metoodikale (internet 5). Põhjataimestiku proovid säilitati -20° C juures sügavkülmutatult kuni analüüsimiseni, mil kõik makroskoopilised selgrootud loomad ja vetikad proovidest eraldati ja mikroskoopi kasutades liigini määrati.

3.2. Uurimisala iseloomustus

Narva-Kunda laht on oma avatuse tõttu hea veevahetusega ning lainete poolt tugevalt mõjutatav, kuid madalatel aladel võib vesi aeg-ajalt sinnakantava poolkõdunenud orgaanilise materjali kogunemise tõttu väga väikese läbipaistvusega olla. Soolsus on 3-6 PSU, kohati ka madalam ning piirkond on suure reostuskoormusega.

Eru-Käsmu lahe soolsus on 4-6 PSU. Oma avatuse tõttu on piirkonna merepõhja struktuur tormide poolt tugevasti muudetav, kuid inimtegevusel ja magevee sissevoolul on vähene mõju.

Hara lahe soolsus jääb samuti vahemikku 4-6 PSU, kuid Hara laht on poolsuletud. Põhjatüüp on peamiselt liiv või liiv koos kividega.

Kolga laht jaguneb saarteaheliku tõttu madalaveeliseks laheks ja avaosaks. Avaosa on sügav ning seetõttu heas ühenduses avamerega. Pindmise kihi soolsus on 4.5-5.5 PSU ja põhjalähedase vee soolsus jääb vahemikku 6-8 PSU.

Muuga-Tallinna-Kakumäe lahe süvik võimaldab Soome lahe sügavamate veekihtide sissevoolu ja soolsus on seal 5.5-9.5 PSU. Lahe toitainesisaldust mõjutavad Tallinna linna reostus ning laevaliiklus.

Pakri lahe soolsus on 5.5-6.5 PSU ning selles piirkonnas on lainetusel ja hoovusel tugev mõju. Põhjatüüp varieerub seal erinevatest liivafraktsioonidest mudase liiva või kivise aluspõhjani.

Suure sügavuse ning liivase ja kivise põhjaga Hiiu madal on väga avatud ja mõjutatud eelkõige avamerest.

Haapsalu laht on jällegi väga madal ning kuigi välimine osa on hea avatuse tõttu suhteliselt hea veevahetusega, siis Haapsalule lähim osa on poolsuletud ning linna heitvete mõju all.

Matsalu laht on samuti madal ja tugeva mageda vee sissevoolu tõttu toimub järkjärguline üleminek merelistest tingimustest mageveelistele. Domineerivaks on pehmed põhjad.

Soela väin on mõjutatud Läänemere avaosa vetest ja pinnavee soolsus jääb vahemikku 3.5-7 PSU. Põhjasubtraadina on domineerivad paeplaat ja graniitrahnud, sügavamal muutuvad olulisemaks ka kruus ja jämeliiv.

Kihelkonna lahest ühe osa moodustavad suhteliselt kinnised lahed, teise selgeveelised ja madala temperatuuriga tugeva Läänemere avaosa mõju all olevad piirkonnad, mille soolsus on üle 7 PSU.

Kõva, kivise põhjaga Liivi laht on suletud piirkond, mis võrreldes ülejäänud Läänemere osadega omab kahekordseid toitainete koguseid. Lahe soolsus varieerub 4.5-5.5 PSUst idaosas kuni 5.5-6 PSUni lääneosas. Põhjatüüpe on lahes alates paeplaatidest kuni pehmete saviliivade ja mudaste põhjadeni.

Suhteliselt madalat Pärnu lahte mõjutavad Pärnu linna reostus, mistõttu lahes on võrdlemisi suur toitainete sisaldus ning Pärnu jõe sissevool, mistõttu lahe soolsus on 3-5 PSU. Põhja moodustab suuremas osas peenliiv.

Peamiselt pehmepõhjaline Kassari-Õunaku laht on suhteliselt suure soolsusega: 6.5-7 PSU, ning kui lahte tuulte mõjul rohkem avamere vett tungib, võib soolsus olla ka suurem.

Väike väin on tammiga jagatud kaheks omavahel mitte ühenduses olevaks laheks.

Väinamerest mõjutatud põhjapoolse osa soolsus on 6-7 PSU ja tammist lõuna pool Liivi lahest mõjutatud osa soolsus on 5.5-6.5 PSU.

Pehmepõhjalise ning madala veega Väinamere soolsus on 5-6.5 PSU. Lainetusele avatud osades leidub ka kõvemat substraati, kuid üldiselt on Väinamere vesi oma pehme põhjatüübi tõttu sageli väikse läbipaistvusega.

3.3. Keskkonnaandmed

Temperatuur ja soolsus

Vee temperatuuri ja soolsuse väärtused saadi hüdrodünaamilise mudeli arvutustest, kuhu olid kaasatud andmed 2010. aasta aprilli algusest 2011. aasta augusti alguseni. Arvutused põhinesid ookeani tsirkulatsiooni mudelil COHERENS (Bendtsen *et al.* 2009). Mudelisse kaasati igatunnised meteoroloogilised andmed nagu õhutemperatuur kahe meetri kõrgusel, tuulekiirus, pilvkate ja suhteline õhuniiskus.

Avatus lainetusele

Lainetusele avatuse arvutamiseks kasutati lihtsustatud lainemudelit (*Simplified Wave Model*), millesse kaasati keskmised tuuletingimused perioodist 2002-2007 (Isæus 2004).

Põhjastruktuur ja taimestik

Põhjatüübi ja taimestiku üldkatvuse hinnagu andis proovipunktis sukelduja. Pehmed põhjad hõlmavad liivaseid, mudaseid, saviseid ja kruusaseid põhjasid, kõvad põhjad aga kiviseid, kaljude, savi- ja paeplaadiga põhjasid. Hinnang anti protsentuaalselt.

Nõlvakalle

Nõlvakalde andmed on välja arvutatud isobaaride järgi sügavusmudeli abil.

Sügavus

Sügavusandmed saadi proovipunktides mõõtmisel paadi kajaloodiga.

Nõrgenemiskoeffitsient ja klorofüll a

Eutrofeerumise näitajana kasutati vee läbipaistvust kirjeldavat nõrgenemiskoeffitsienti ja vee klorofüll a väärtusi, mis saadi MODISE satelliidipildilt perioodil 2010-2011. Satelliidi uuringud toimusid kogu jäävaba perioodi jooksul keskmiselt kord nädalas, kuid osad fotod ei õnnestunud pilvkatte tõttu. Satelliidi ruumiline resolutsioon oli üks kilomeeter. Enne statistilisi analüüse eemaldati andmestikust valed nullväärtused.

Jää paksus

2004-2005 aasta talve jääkatte andmed ala kohta saadi Soome Meteoroloogia Instituudist. Jääkatte paksuse andmeid koguti igapäevaselt nominaalse resolutsiooniga 500 meetrit ja need põhinesid kõige viimaste andmetega jääkaardil ja tehisavaradari (SAR) pildil.

3.4. Andmeanalüüs

Andmete analüüsid on tehtud Statistica 7.0 programmiga ja kasutatud on ühefaktorilist dispersioonianalüüsi (one-way ANOVA). Oluliseks loeti seoseid, mille $p < 0.05$. Graafikute horisontaalteljel tähistab 0 olukorda, kus kirpvähi liiki ei leidunud ja 1 olukorda, kus liik oli olemas. Ühest proovipunktist kogutud kolme kordusproovi andmeid ei keskmistatud, kuna iga kogutud proov võib esindada teistest kordusproovidest erinevat kooslust. Merepõhjal võib juba väikesel pindalal leiduda teineteisest äärmiselt erinevaid kooslusi, seda eelkõige erineva

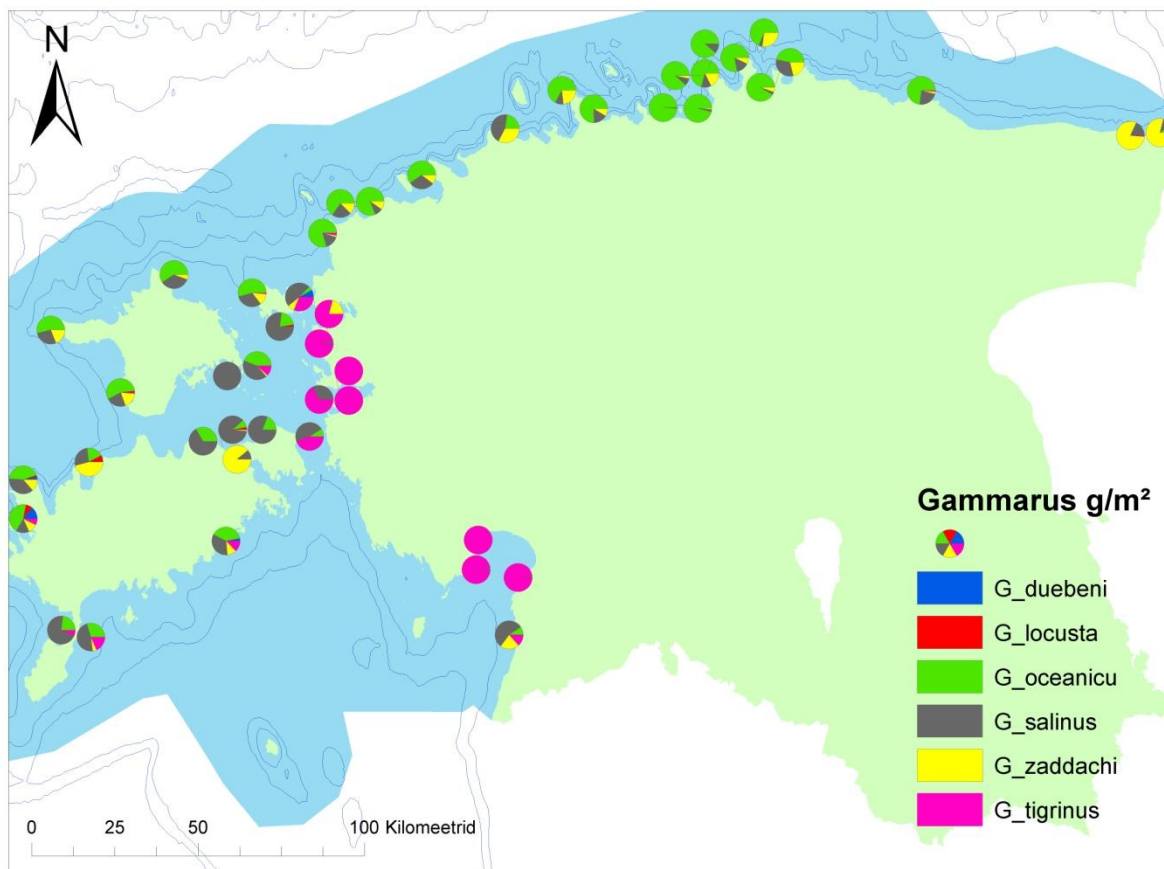
settetiübi pärast, millel saavad kasvada konkreetsele põhjale omased vetikaliigid.

Põhjataimestiku seire juhend nõuab, et kordusproovid esindaksid võimalikult mitmekesiselt antud proovipunkti taimestikku. Käesoleva töö kirpvähkide uurimise seisukohalt oli aga oluline teada täpsemalt, milline oli kirpvähkide liigiline koosseis rohe-, pruun-, puna- või mändvetikate koosluses.

4. Tulemused

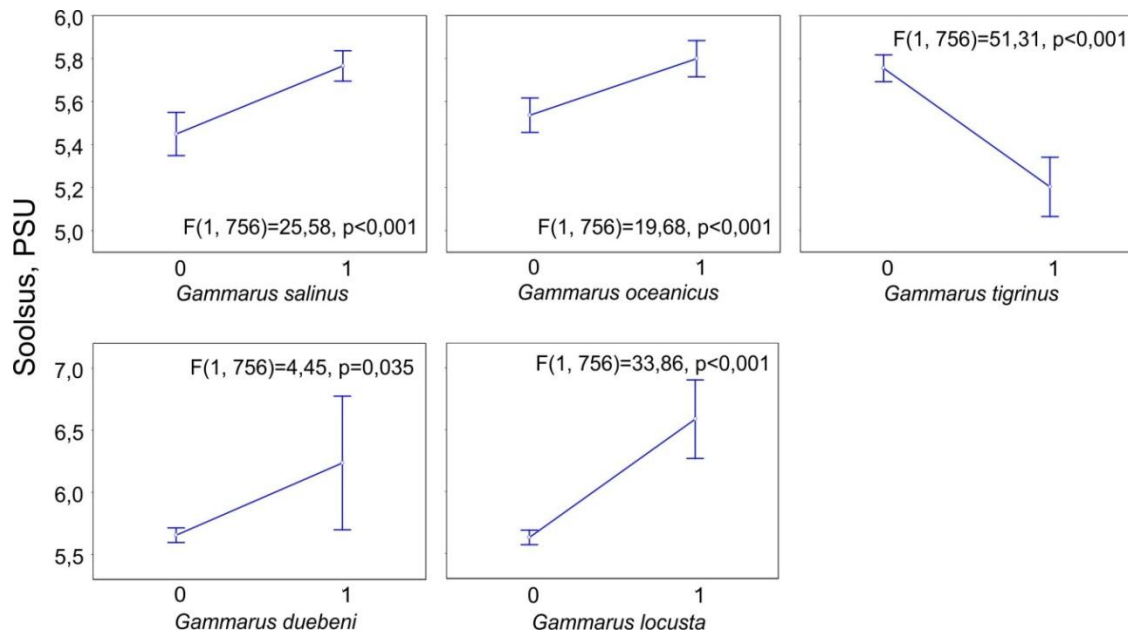
Kokku koguti 758 proovi. Kõige arvukamalt esines proovides *G. salinus*, mis oli olemas 507 proovis ehk 66.7% kõikidest proovidest. Leidude hulgalt teisel kohal oli *G. oceanicus*, mida esines peaaegu pooltel juhtudel ehk 360 proovis (47.4%). Ligi kolmandikus proovides oli olemas *G. zaddachi*, mida leidis 224 proovis (29.5%). *G. tigrinus* oli 129 proovis ehk 17.0% kõikidest proovidest. *G. locusta* esines 25 proovis ehk 3.3% proovidest. Kõige vähem leidis liiki *G. duebeni*, mis oli olemas 9 proovis ehk kõigest 1.2% proovidest.

Kõige vähem kirpvähke koguti Matsalu lahe proovidest, kus ainsaks liigiks, mida esines igal transektil oli *G. tigrinus* ning ühel transektil leidis liiki *G. salinus*. Väga sarnased olid ka tulemused Pärnu lahest, kus *G. tigrinus* oli samuti olemas igal transektil ning kahel transektil oli olemas ka *G. salinus*. Vaid kaks liiki olid ka Kasari-Õunaku lahes – *G. oceanicus* ja *G. salinus*. Suurim liikide esindatus oli Kihelkonna lahes ja Soela väinas, kus mõlemas leidis kõiki liike. Väinameres ja Hiiu madalal esines kõiki liike peale *G. duebeni* ning Muuga-Tallinna-Kakumäe, Haapsalu ja Liivi lahes esines kõiki liike peale *G. locusta*. Narva-Kunda ja Pakri lahes proovides ei olnud olemas ei *G. duebeni* ega *G. locusta*, kuid olid olemas kõik teised neli liiki. Ka Väikses väinas olid esindatud neli liiki: *G. locusta*, *G. oceanicus*, *G. salinus* ja *G. zaddachi*. Eru-Käsmu, Hara ja Kolga lahes olid olemas *G. oceanicus*, *G. salinus* ja *G. zaddachi*. Biomassi järgi vaadates on näha, et *G. tigrinus* on domineeriv Pärnu, Matsalu ja Haapsalu lahes, *G. oceanicus* on domineeriv Eesti põhjarannikul ja saartest lääne pool, *G. salinus* on domineeriv ning esineb suurtes kogustes Saaremaa ja Hiiumaa ümbruses (joonis 3).



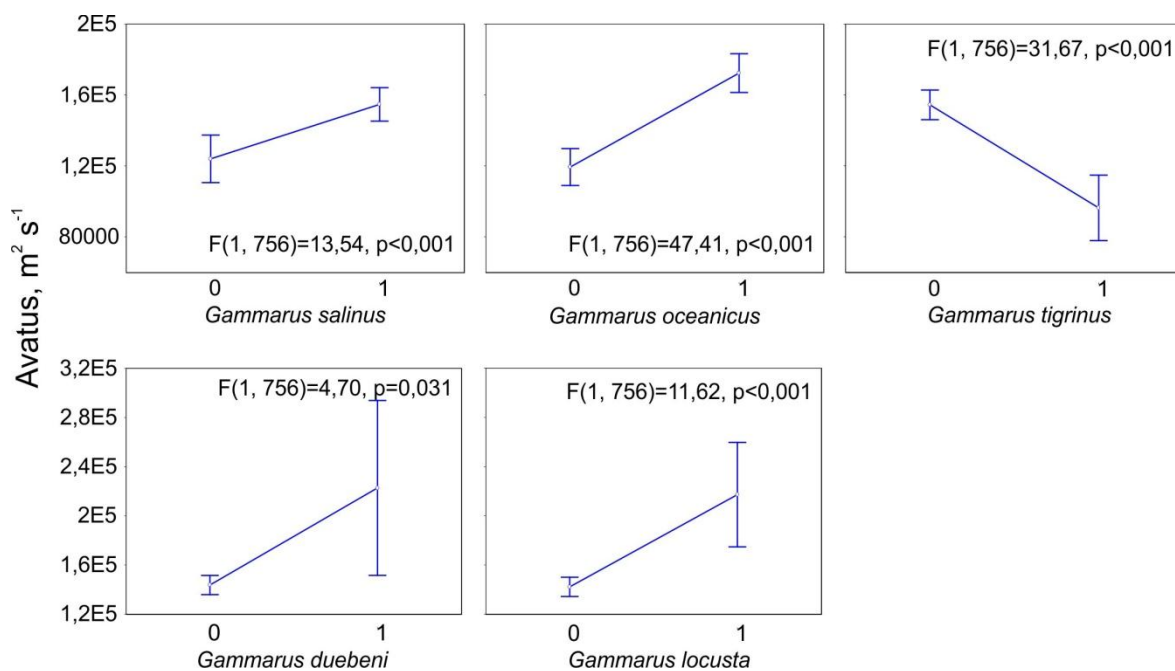
Joonis 3. Kirpvähiliikide leidumine proovipunktides biomassi järgi.

Kirpvähid *G. salinus* ja *G. oceanicus* leidsid väga sarnaste soolsuste juures. *G. duebeni* leiukohtade soolsus oli pisut kõrgem ning suurimat soolsust eelistas *G. locusta*. *G. tigrinus*, vastupidiselt kohalikele liikidele, eelistas just magedamat vett (joonis 4).



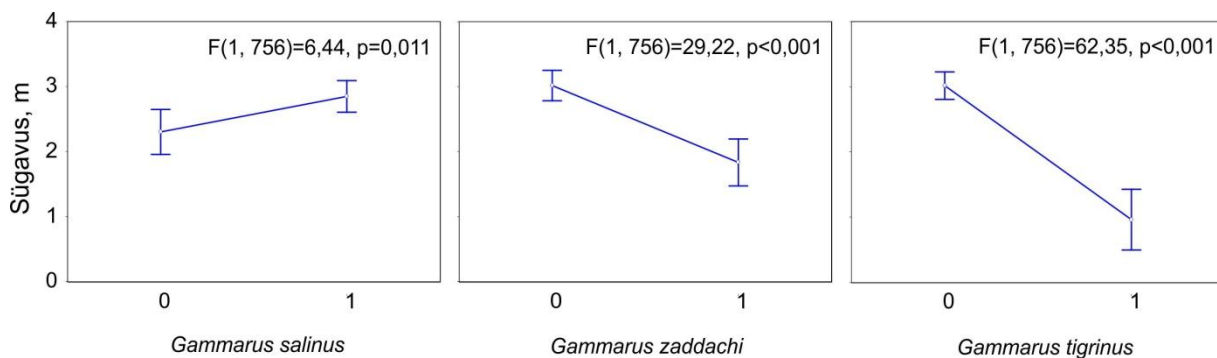
Joonis 4. Kirpvähiliikide leidumine vastavalt soolsusele.

Iga paiga avatust lainetusele on hinnatud vastavalt sellele, kui palju 1 m² vett liigub ühes sekundis. *G. duebeni* ja *G. locusta* eelistused elupaiga avatuse suhtes olid väga sarnased. *G. oceanicus* ja *G. salinus* elasid kahest eelmisest pisut vähem avatud paikades, kuid kõik neli liiki eelistasid avatud elupaikaid. Võõrliigi *G. tigrinus* eelistus oli ka selle teguri suhtes kohalike liikide omaga vastupidine ning liiki leidsid pigem varjatud elupaikades (joonis 5).



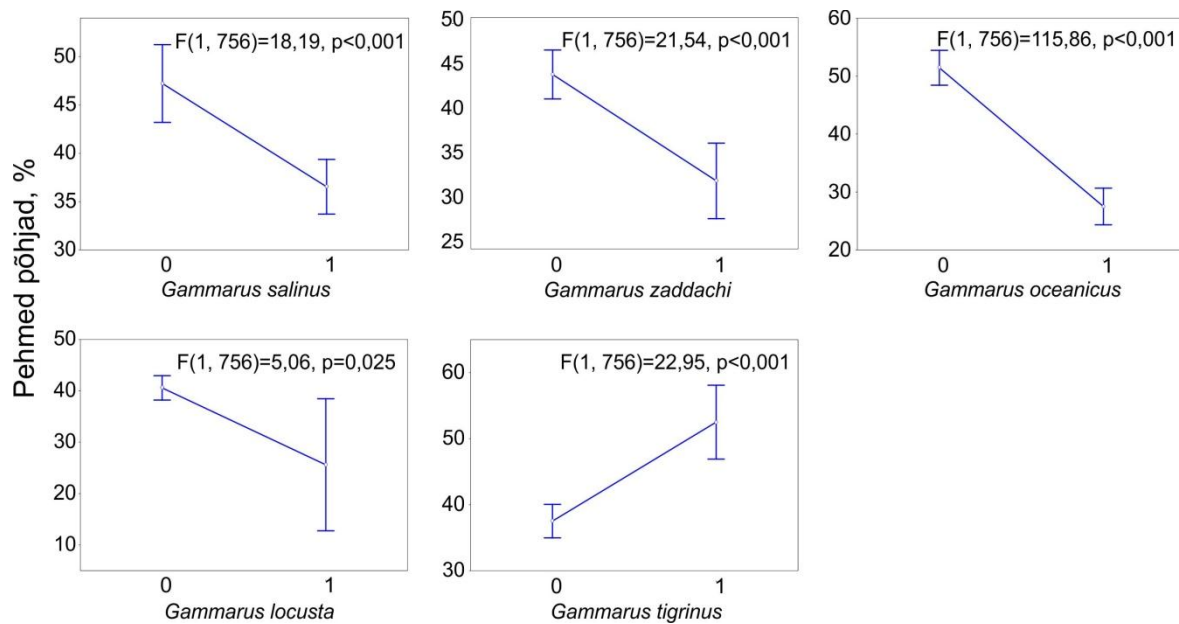
Joonis 5. Kirpvähiliikide leidumine vastavalt paiga avatusele lainetusele.

G. salinus eelistas võrreldes kirpvähkidega *G. zaddachi* ja *G. tigrinus* sügavamaid elupaiku ning neist kolmest selgelt kõige madalamas vees elas *G. tigrinus* (joonis 6). Ülejäänud kolme liigi puhul ei tulnud ilmset sügavuse-eelistust välja ($p > 0.05$).



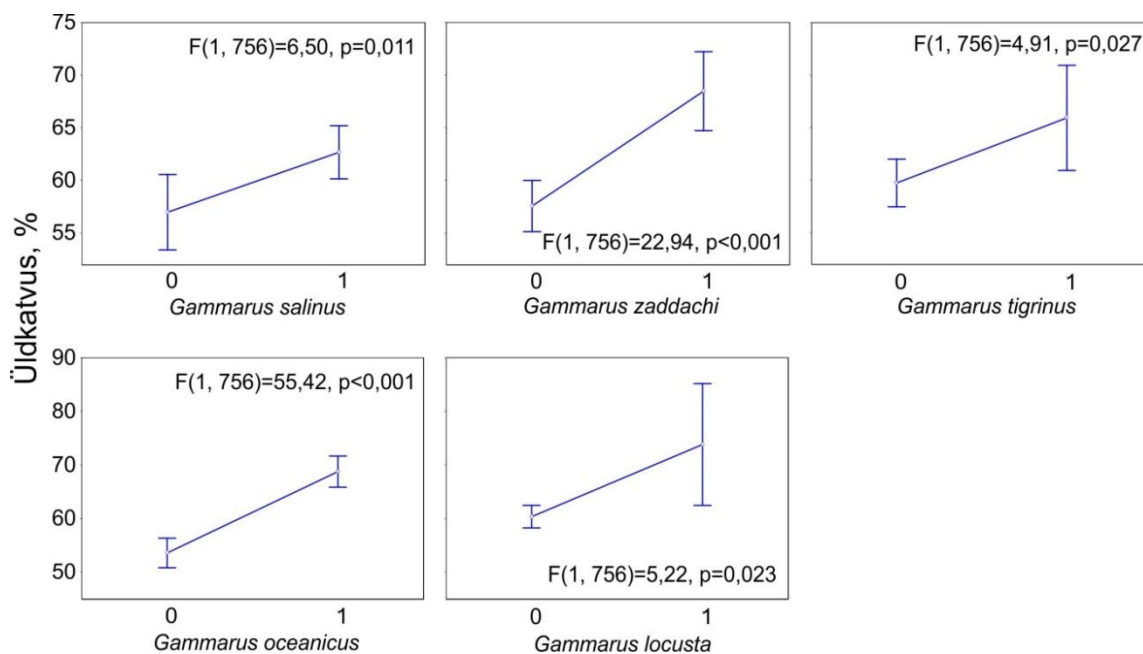
Joonis 6. Kirpvähiliikide leidumine vastavalt sügavusele.

Kohalikud liigid eelistasid pigem kõvade põhjadega elupaiku, *G. tigrinus* aga just pehmepõhjalisi (joonis 7).



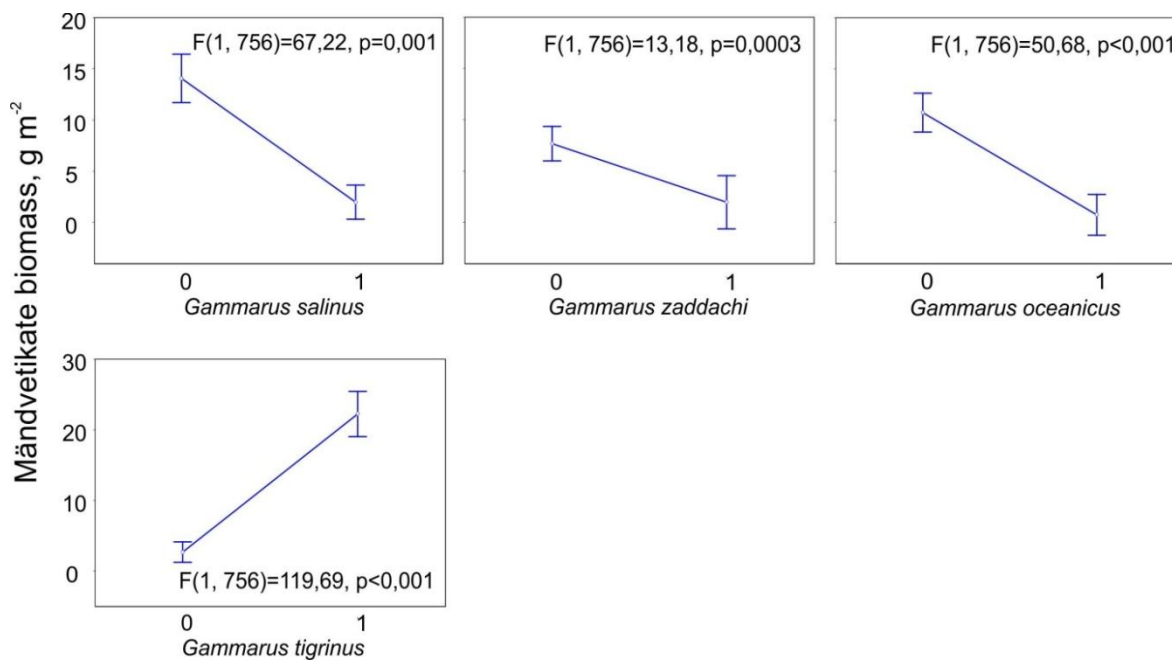
Joonis 7. Kirpvähiliikide leidumine vastavalt põhjatüübile.

Kõiki liike leidis rohkem seal, kus põhja katvus taimestikuga oli suurem, välja arvatud liiki *G. duebeni*, mille puhul ei olnud olulist erinevust ($p=0.29$). Enim oli taimestikukatvus oluline *G. locusta* jaoks, kõige vähem mõjutas see kirpvähki *G. salinus* (joonis 8).

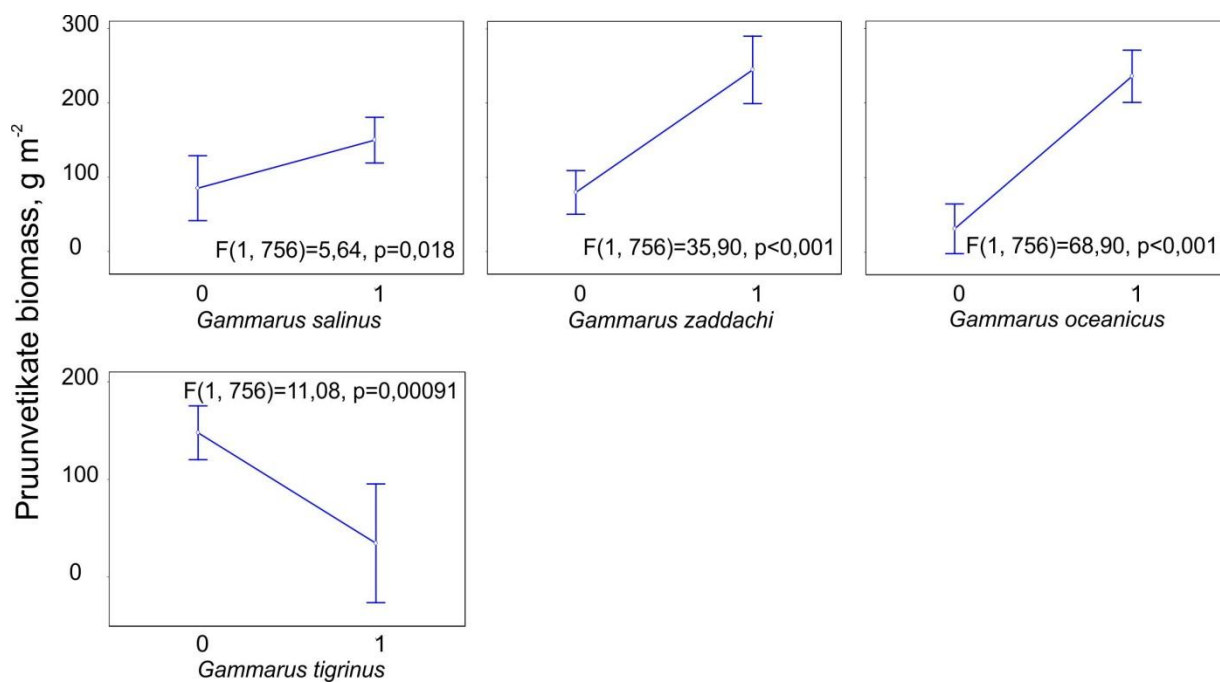


Joonis 8. Kirpvähiliikide leidumine vastavalt taimestiku üldkatvusele.

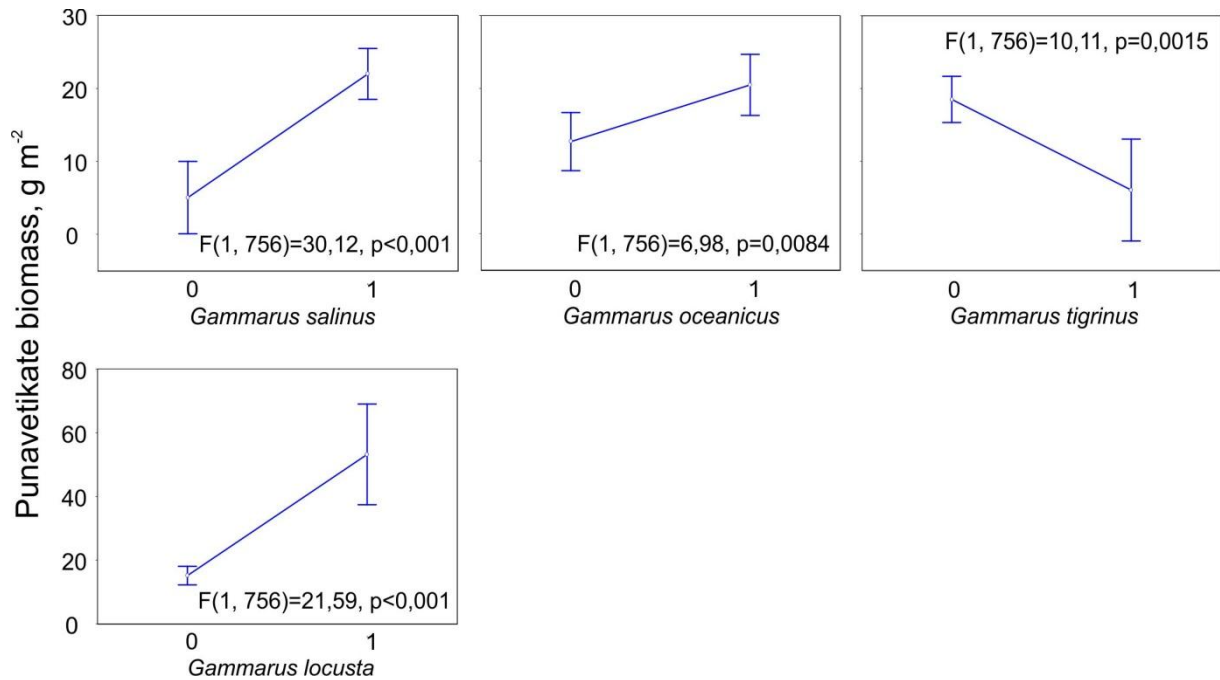
G. tigrinus eelistas elupaigana mändvetikate kooslusi (joonis 9), mida ei eelistanud kohalikest liikidest ei *G. salinus*, *G. zaddachi* ega *G. oceanicus*. Kohalikke liike leidis pruunvetikatel (joonis 10) ja punavetikatel (joonis 11), kus võõrliiki *G. tigrinus* esines aga vähem. Pruunvetikad olid kõige olulisemateks elupaikadeks liikidele *G. zaddachi* ja *G. oceanicus*, punavetikad omasid enim tähtsust *G. locusta* jaoks.



Joonis 9. Kirpvähiliikide leidumine mändvetikatel.

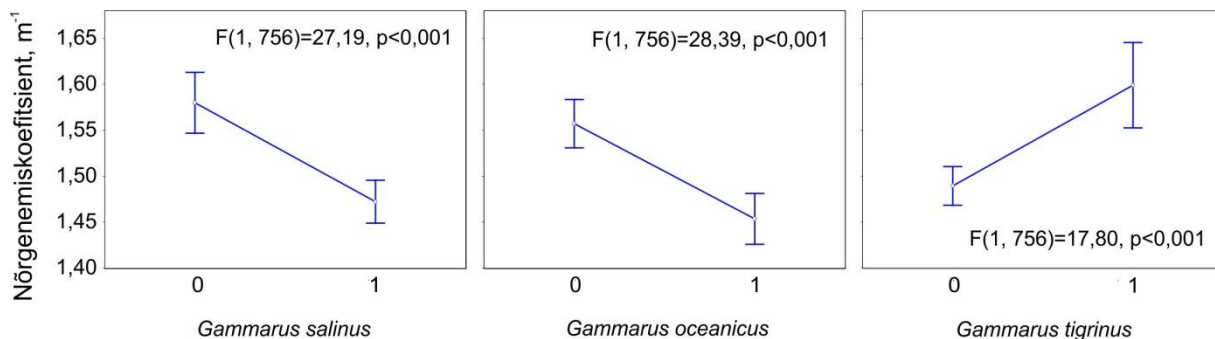


Joonis 10. Kirpvähiliikide leidumine pruunvetikatel.



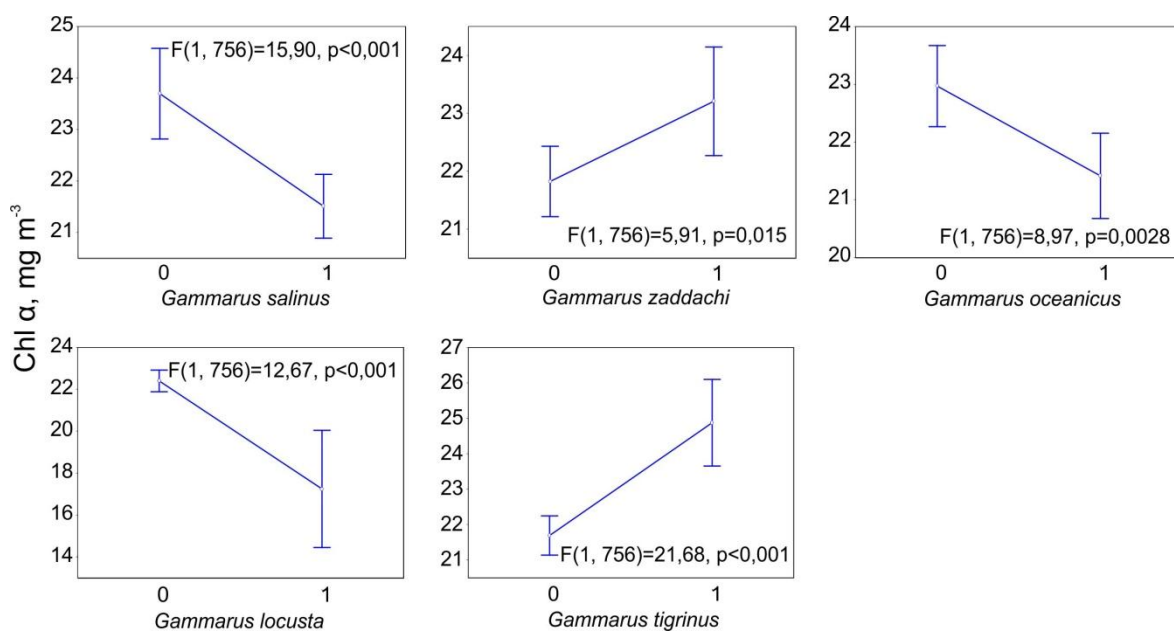
Joonis 11. Kirpvähiliikide leidumine punavetikatel.

Valgustingimuste puhul ilmnesid olulised seosed ($p < 0.05$) ainult kolme liigi puhul, neist kaks, *G. salinus* ja *G. oceanicus*, eelistasid selgemat vett ning *G. tigrinus* esines paikades, kus vee läbipaistvus oli väiksem (joonis 12).



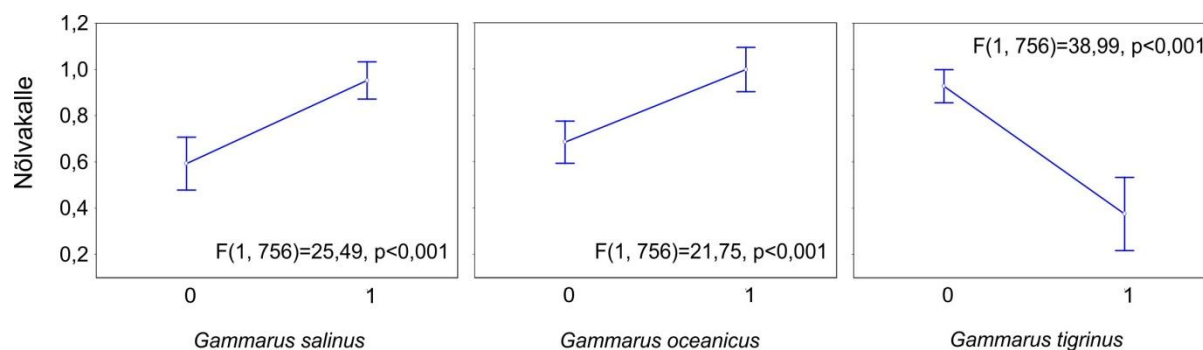
Joonis 12. Kirpvähiliikide leidumine vastavalt valgustingimustele. Mida suurem on nõrgenemiskoeffitsient, seda kiiremini valgus vees hajub.

Andmed klorofüll α kontsentratsioonide kohta saadi satelliidipiltidelt. *G. salinus*, *G. oceanicus* ja *G. locusta* esinesid väiksemate klorofüll α kontsentratsioonide korral, kusjuures *G. locusta* eelistas neist kolmest kõige väiksema klorofüll α sisaldusega paiku. *G. tigrinus* ja *G. zaddachi* esinesid vastupidi paikades, kus klorofüll α sisaldus oli suurem (joonis 13).



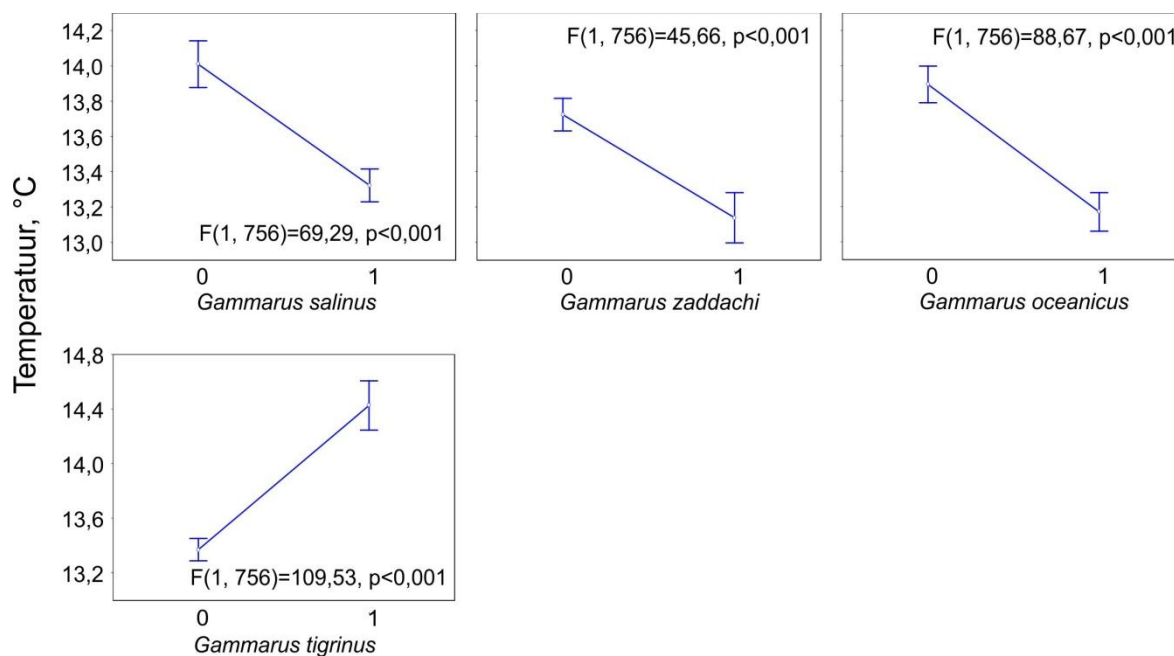
Joonis 13. Kirpvähiliikide leidumine vastavalt klorofüll α kontsentratsioonile.

Nõlvakalle mõjutas oluliselt kirpvähke *G. salinus* ja *G. oceanicus*, keda leidis järsema kaldega nõlvadel, ning liiki *G. tigrinus*, mis eelistas selgelt laugemaid nõlvu (joonis 14).



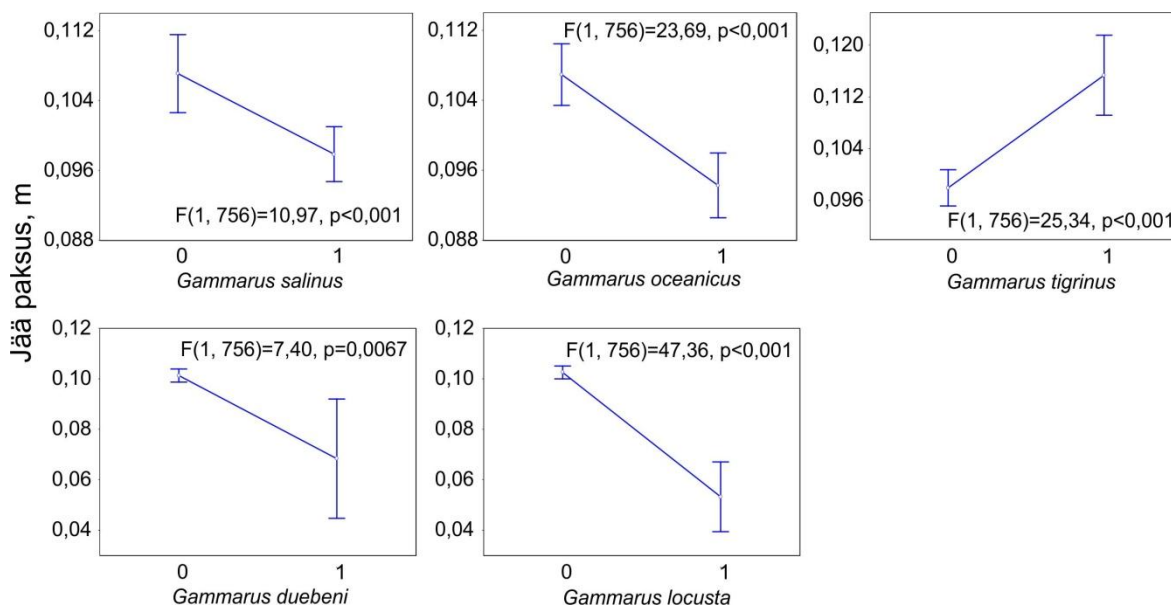
Joonis 14. Kirpvähiliikide leidumine vastavalt nõlvakaldele.

Kohalikud liigid *G. salinus*, *G. zaddachi* ja *G. oceanicus* eelistasid madalama temperatuuriga elupaiku, *G. tigrinus* oli aga soojemas vees (joonis 15).



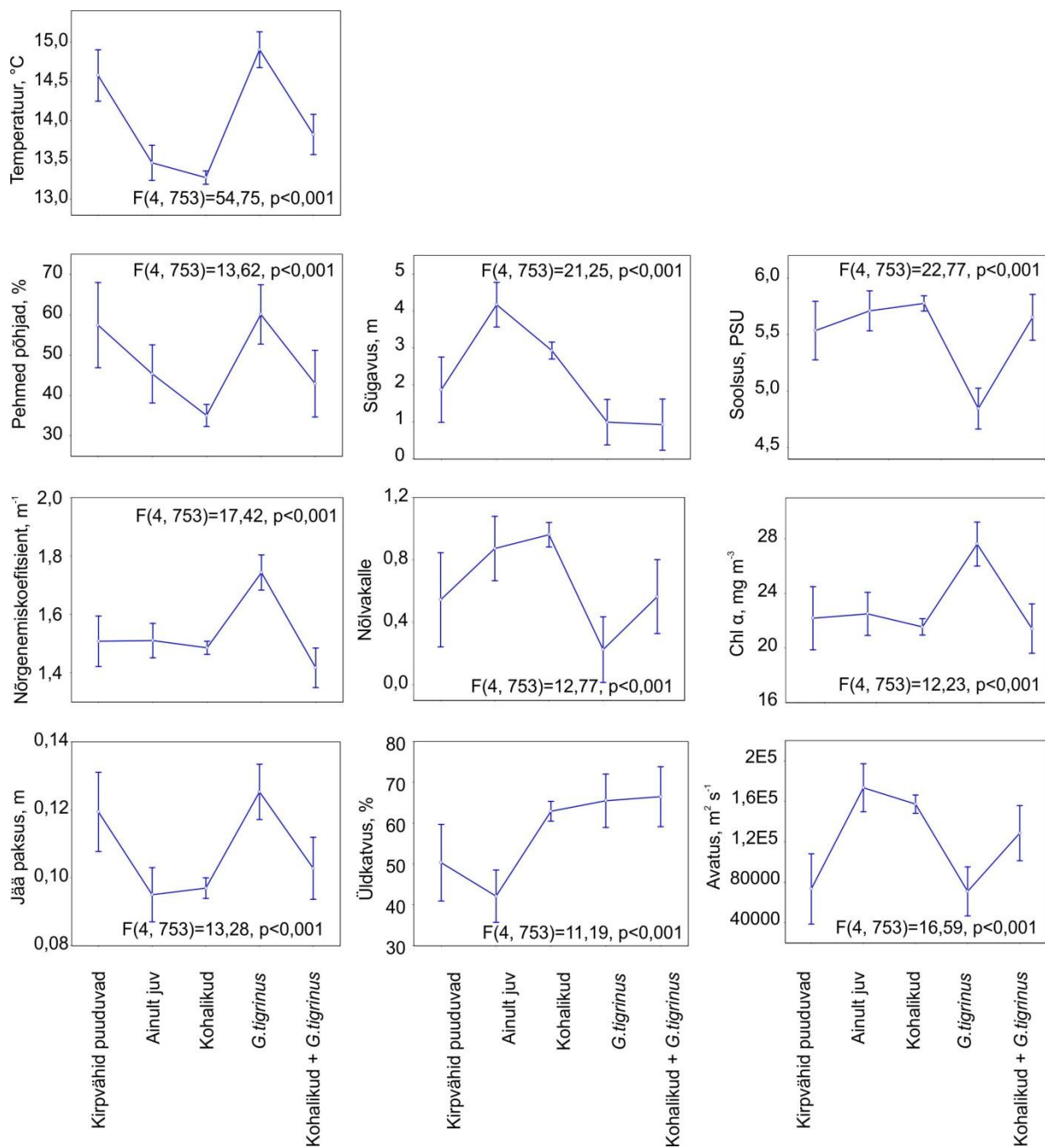
Joonis 15. Kirpvähiliikide leidumine vastavalt temperatuurile.

Talvisel jää paksusel oli negatiivne mõju kohalikele liikidele *G. salinus*, *G. oceanicus*, *G. duebeni* ja *G. locusta*. *G. zaddachi* puhul olulist mõju ei ilmnenud ($p=0.78$). Kirpvähile *G. tigrinus* sobis paksem jääkiht (joonis 16).



Joonis 16. Kirpvähiliikide leidumine vastavalt jää paksusele.

Selge erinevus võõrliigi ja kohalike liikide vahel tuli välja temperatuuri, sügavuse, soolsuse, põhjastruktuuri, nõlvakalde, avatuse, nõrgenemiskoeffitsiendi, jää paksuse, klorofüll α suhtes ning kauguse suhtes 20 meetri sügavusjoonest. Olulist erinevust ei olnud eelistustes taimede üldkatvuse suhtes, samuti kauguse suhtes kaldast (joonis 17).



Joonis 17. Võõrliigi *G. tigrinus* ja teiste kirpvähiliikide eelistuste võrdlus elupaiga valikul.

5. Arutelu

Kohalike liikide nõudmised soolsuse osas olid üsna kattuvad, vaid *G. locusta* eelistas selgelt suuremat soolsust (joonis 4). *G. tigrinus* eelistas vastupidiselt teistele võimalikult magedat vett. Leedus on võõrliiki *G. tigrinus* leitud jõgedes isegi kuni paarkümmend kilomeetrit merest ülesvoolu, kuid kõige rohkem siiski merele lähemates proovikohtades (Daunys ja Zettler 2006). Eesti rannikumeres on *G. tigrinus* domineerivaks liigiks Matsalu lahes ja Pärnu lahes, mis on mõlemad tugeva magevee mõjutustega (joonis 3). Fenchel ja Kolding (1979) on leidnud, et üldiselt *G. duebeni* ja *G. zaddachi* esinevad kõige magedamates riimvetes, *G. salinus* vahepealsetes ja enim kõikuva soolsusega vetes ning *G. locusta* ja *G. oceanicus* kõige merelisemates asukohtades. Kõige magedamat vett eelistav *G. duebeni* on enamustes kohtades vaid väikeste isoleeritud kogumitena jõe- ja allikasuudmetel. 140 km pikkusel Taanis asuval Limfjordi veeribal, kus soolsus on väga varieeruv, on *G. zaddachi* 4-10‰ soolsuse juures domineeriv liik. *G. salinus* domineerib 8-15‰ soolsuse juures, *G. locusta* 15‰ ja suurema soolsuse juures ning nende kahe liigi esindajaid leidub kõige suuremas koguses. Kirpvähki *G. oceanicus* on vähe, ning elades 22-33‰ soolsusega elupaikades leidub teda alati koos liigiga *G. locusta* (Fenchel & Kolding, 1979).

Kõige väiksem taluvus lainetusele avatuse suhtes oli võõrliigil *G. tigrinus*, mis eelistas selgelt pigem varjatud elupaiku (joonis 5). Ka Packalén'i ja teiste (2008) tehtud uurimuses Helsingi ümbruses leiti *G. tigrinus* domineerimas just varjatud või poolavatud proovipaikades, kus liik võis kohalike kirpvähkide *G. zaddachi* ja *G. oceanicus* kõrval moodustada isegi kuni 82% kõikidest kogutud kirpvähkide perekonna esindajatest. *G. tigrinus* oli mõningal määral ka mõõdukalt avatud proovipaikades olemas, kuid enim lainetusele avatud paikades liiki ei leitud. Seal oli peamiseks liigiks *G. duebeni*, keda ka Eesti rannikumeres leidub lainetusele avatud elupaikadest rohkem kui teisi liike (joonis 5). Ka Herkül ja teised (2009) on leidnud, et kirpvähi *G. tigrinus* arvukus ja biomass on suuremad varjatud aladel. Fenchel ja Kolding (1979) on leidnud, et suure soolsusega Taani rannikuvetes on *G. zaddachi* pigem varjatud kohtades, näiteks tammide taga, kuid madala soolsusega aladel leidub teda avatud paikades. Varjatud paigad Taanis on madalama soolsusega, seega valib *G. zaddachi* oma elupaika soolsuse järgi ning see on tema jaoks olulisem tegur kui elupaiga avatus.

G. tigrinus oli ainuke kuuest liigist, mis eelistas pehmepõhjalisi kooslusi (joonis 7) ning ka teiste autorite varasemas töös on ilmnenu, et ta eelistab liivaseid ja mudaseid põhjasi (Herkül et al. 2009). Liigi eelistatumaks vetikaliigiks oli mändvetikas, mille levila piirdubki meres peamiselt pehmepõhjaliste, kirpvähi *G. tigrinus* jaoks sobivate varjatud paikadega. Mändvetikas on ka kõikidest vetikatest kõige madalamas vees kasvav ning *G. tigrinus* eelistas teistest liikidest madalamaveelisemaid elupaiku (joonis 6). *G. zaddachi* ja *G. oceanicus* elasid peamiselt pruunvetikate kooslustes, mis asuvad keskmisel sügavusel. See ühtib Korpineni ja Westerbomi (2010) uurimistulemustega, et *G. zaddachi* ja *G. oceanicus* on kõige rohkearvulisemalt esindatud just 1-4 meetri sügavusel asuvatel pruunvetikatel, samas kui kõige sügavamaid elupaiku eelistav *G. salinus* esineb ka nende andmetel kõige sügavamal kasvaval punavetikal. Kõige olulisem oli sügavamal leiduva punavetika olemasolu *G. locusta* jaoks, millel teiste vetikaliikidega olulisi suhteid ei ilmnenu.

Võõrliigile *G. tigrinus* sobisid võrreldes teiste liikidega nii suurem klorofüll α sisaldus (joonis 13) kui ka väiksem vee läbipaistvus (joonis 12), mis ühtib seisukohaga, et Läänemere eutrofeerumine soodustab kirpvähi *G. tigrinus* invasiooni (Grabowski et al. 2007). *G. zaddachi* oli kohalikest liikidest ainuke, millele samuti kõrgem klorofüll α sisaldus sobis. Kasvavad toitainete sisaldused võivad enim probleemiks olla liikidele *G. salinus* ja *G. oceanicus*, mis eelistasid selgemat vett ning väiksemaid klorofüll α kontsentratsioone. Proovipaikadest esines *G. tigrinus* teistest liikidest rohkem näiteks Haapsalu ja Pärnu lahes, mis on mõlemad madalad ning tugeva reostussurvega ning Saaremaal on leitud, et paikades, kus *G. tigrinus* on muutunud väga massiliseks, on muidu domineerivate liikide *G. oceanicus* ja *G. salinus* arvukus vähenenu (Herkül 2006).

Kõige paksem jääkate sobis liigile *G. tigrinus* (joonis 16). Herkül'i (2006) andmetel eelnes võõrliigi *G. tigrinus* leidmisele Eesti rannikul karm talv, mille jooksul jää tekitas madalatel rannikualadel põhjale rohkelt kahjustusi ning tema läbi viidud katses, kus eemaldati ülemine settekiht, oli pinna taastasustamisel edukas just *G. tigrinus*. *G. tigrinus* muutus häiritud alal kõige rohkearvulisemaks, seega rohke jää annab võõrliigile kohalike liikide ees eelise ja jää poolt tekitatud kahjustused võivad liigi levikule mõjuda soodsalt.

G. salinus ja *G. oceanicus* eelistasid sagedasti sarnaseid tingimusi. Nende nõudlused kattusid teistest liikidest enam soolsuse, avatuse, valguse, klorofüll α sisalduse ja nõlvakalde osas, kuid

erinesid üldkatvuse osas (joonis 8), mille puhul *G. oceanicus*'t leidis suurema taimekatvusega põhjadel, ning samuti erines vähesel määral nende vetikarühma eelistus elupaigana. Mõlemat leidis nii pruun- kui ka punavetikatel, kuid pruunvetikatel, mis kasvavad punavetikatest madalamas vees, oli *G. oceanicus*'t rohkem (joonis 10), punavetikatel oli enam *G. salinus*'t (joonis 11). Seega eelistavad mõlemad liigid küll väga sarnaste tingimustega elupaiku, kuid eristavaks teguiks elupaigavalikul võib olla sügavus.

G. duebeni puhul tulid konkreetset seosed välja vaid üksikute keskkonnategurite puhul ja nendeks olid soolsus, avatus ja jää paksus. Selle põhjuseks võib olla asjaolu, et *G. duebeni* ei suuda mitme liigiga korraga konkureerida (Fenchel ja Kolding 1979) ja elab üsna isoleeritult kohtades, mis erinevatel põhjustel teistele liikidele ei sobi, kuid millel pole tingimata ühtseid määravaid tunnuseid.

Üldiselt eristusid kõik liigid üksteisest mõne keskkonnateguri eelistuse poolest ning abiootilistel faktoritel on kindlasti suur mõju kirpvähkide elupaiga valikul. Erinevused kohalike liikide vahel tulid paremini välja soolsuse, avatuse, sügavuse ja erinevate vetikaliikide eelistuste juures ning *G. zaddachi* puhul klorofüll α sisalduse juures. Niššide väljakujunemine tekitab kirpvähkide jaoks suurema hulga elupaiku samal alal ja aitab vähendada konkurentsi muidu üsnagi sarnaste eelistustega liikide vahel. Samas *G. tigrinus* eelistas mitmete tegurite juures kohalikele liikidele teistsuguseid või isegi vastupidiseid tingimusi. Eriti suured olid erinevused põhjatüübi, sügavuse, temperatuuri ja soolsuse osas, samuti valgustingimuste osas. Kohalike liikide ja *G. tigrinus*'e eelistused kattusid taimede üldkatvuse suhtes, kuid sellele vaatamata võib öelda, et invasiivne *G. tigrinus* ja viis kohalikku kirpvähiliiki eelistavad erinevaid elupaiku. *G. tigrinus* laiendab pidevalt oma leviala ja teeb seda kindlasti veelgi. Teades nüüd, milliseid tingimusi *G. tigrinus* eelistab, oskame paremini ennustada, millistesse piirkondadesse ta veel levida võib.

Kokkuvõte

Eesti rannikumeres on viis domineerivat kohalikku kirpvähkide (*Gammarus*) perekonna liiki: *Gammarus zaddachi*, *G. salinus*, *G. oceanicus*, *G. duebeni* ja *G. locusta*. Lisaks laiendab siin aasta-aastalt oma leviala Põhja-Ameerikast pärit võõrliik *G. tigrinus*, mida leiti esmakordselt Eesti vetest 2003. aastal. Kirpvähkide elupaigavalik sõltub ühest küljest tema suhetest teiste liikidega, teisest küljest aga tema füsioloogilisest taluvusest. Kirpvähid on toiduobjektide ja lagundajatena rannikumere energia- ja aineringes tähtsal kohal ning mõistes tegureid, mis mõjutavad kirpvähkide eelistusi elupaikade suhtes võivad nad olla mudelorganismideks hindamaks olukorda merekeskkonnas, samuti on võimalik nende abil uurida invasiivsete liikide mõju ökosüsteemile. Antud töös on uuritud, kuidas mõjutavad eelnimetatud kuue Eesti rannikumeres enamlevinud kirpvähiliigi elupaigavalikut erinevad keskkonnategurid nagu soolsus, temperatuur, sügavus, setete struktuur, nõlvakalle, taimekatvus, valgustingimused, klorofüll α kontsentratsioon, jää paksus ja avatus lainetusele ning kas võõrliigi *G. tigrinus* elupaigavalik erineb kohalike kirpvähkide omast.

Andmeid põhjaloomastiku liigilise koosseisu ja arvukuse määramiseks koguti Eesti rannikumerest kuue aasta jooksul vahemikus 2007-2012 ning leidsid seoseid kirpvähkide ja erinevate keskkonnategurite vahel analüüsiti andmeid ühefaktorilise dispersioonianalüüsiga. Kokku koguti 758 proovi, milles kõige arvukamalt oli esindatud *G. salinus*, kõige vähem leidis liiki *G. duebeni*.

Kohalike liikide nõudlused erinevate keskkonnategurite suhtes olid tihti sarnased, eriti liikide *G. oceanicus* ja *G. salinus* puhul, kuid mitmete tegurite, näiteks soolsuse, avatuse ja vetikaliikide eelistuse suhtes ilmnesid ka selged liigispetsiifilised seosed. Võõrliik *G. tigrinus* eelistas mitmete tegurite juures kohalike liikidega võrreldes teistsuguseid tingimusi. Vastupidiselt kohalikele liikidele olid võõrliigi jaoks eelistatumad pehmepõhjalised süsteemid, madalamad, soojemad ja madalama soolsusega alad ning enam reostunud veed, mistõttu võib öelda, et invasiivse liigi *G. tigrinus* elupaigavalik erineb viie kohaliku kirpvähi liigi omast. Teades tingimusi, mida *G. tigrinus* peab sobilikuks, on võimalik edaspidi paremini ennustada, millistesse piirkondadesse liik veel levida võib.

Summary

Environmental factors affecting distribution of amphipods

In Estonian coastal waters there are five dominant local amphipod species from genus *Gammarus*: *Gammarus zaddachi*, *G. salinus*, *G. oceanicus*, *G. duebeni* and *G. locusta*. In addition an alien species *G. tigrinus* from North America, which was first found in Estonian waters in 2003, is expanding its range year by year. On one hand, amphipod habitat selection depends on its relationships with other species, on the other hand on its physiological tolerance. Amphipods as food items and decomposers are an important part of coastal energy and matter circulation and understanding the factors that influence their habitat preferences, they can be used as model organisms for assessing the situation in the marine environment and also for investigating the impact of invasive species on ecosystems. In this work I have studied how various environmental factors such as salinity, temperature, depth, sediment structure, slope gradient, plant coverage, light conditions, chlorophyll α concentration, ice thickness and wave exposure influence the habitat selection of these six amphipod species and whether habitat selection of the alien species *G. tigrinus* differs from that of the local species.

Data on benthic species composition and abundance was collected from Estonian coastal waters within a period of six years from 2007 to 2012 and to find relationships between the species and various environmental factors the data was analysed with one-way ANOVA. A total of 758 samples were collected in which *G. salinus* was most abundantly represented and *G. duebeni* was the least found species.

The local species' demands for various environmental factors were often similar, especially for *G. salinus* and *G. oceanicus*, but for a number of factors, such as salinity, openness and algal preference clear species-specific relationships appeared. The alien species *G. tigrinus* preferred different conditions for many of the factors. Unlike the native species *G. tigrinus* preferred soft-bottom systems, shallower, warmer and less saline areas and more polluted waters, which shows that habitat selection of the invasive *G. tigrinus* is different from that of the five local species. Knowing the conditions that *G. tigrinus* finds the most suitable, it is possible to make better predictions of where the species is going to spread to next.

Tänuavaldus

Olen väga tänulik oma juhendajale Greta Reisalule, kes oli töö valmimisel suureks abiks.

Kasutatud kirjandus

- Ba, J., Hou, Z., Platvoet, D., Zhu, L., Li, S. 2010. Is *Gammarus tigrinus* (Crustacea, Amphipoda) becoming cosmopolitan through shipping? Predicting its potential invasive range using ecological niche modeling. – *Hydrobiologia* 649:183-194.
- Bendtsen, J., Gustafsson, K. E., Söderkvist, J., Hansen, J. L. S. 2009. Ventilation of bottom water in the North Sea – Baltic Sea transition zone. – *Journal of Marine Systems* 75: 138-149
- Berezina, N. A. 2007. Expansion of the North American amphipod *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939 to the Neva Estuary (easternmost Baltic Sea). – *Oceanologia* 49: 129-135
- Bulnheim, H.-P. 1979. Comparative studies on the physiological ecology of five euryhaline *Gammarus* species. – *Oecologia* 44: 80-86
- Chambers, M. R. 1977. The population ecology of *Gammarus tigrinus* (Sexton) in the reed beds of the Tjeukemeer. – *Hydrobiologia* 53: 155-164
- Coelho, H., Costa, F. O., Costa, M. H., Coelho, M. M. 2002. Low genetic variability of the widespread amphipod *Gammarus locusta*, as evidenced by allozyme electrophoresis of Southern European populations. – *Crustaceana* 75: 1335-1348
- Coyle, K. O., Konar, B., Blanckhard, A., Highsmith, R. C., Carroll, J., Carroll, M., Denisenko, S. G., Sirenko, B. I. 2007. Potential effects of temperature on the benthic infaunal community on the southeastern Bering Sea shelf: possible impacts of climate change. – *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 54: 2885-2905
- Croker, R. A., Gable, M. F. 1977. Geographic variation in Western Atlantic populations of *Gammarus oceanicus* Segerstråle (Amphipoda). – *Crustaceana* 32: 55-76
- Daynys, D., Zettler, M. 2006. Invasion of the North American amphipod (*Gammarus tigrinus* Sexton, 1939) into the Curonian lagoon, South-Eastern Baltic Sea. – *Acta Zoologica Lituanica* 16: 20-26

- Dick, J. T. A. 1996. Post-Invasion Amphipod Communities of Lough Neagh, Northern Ireland: Influences of Habitat Selection and Mutual Predation. – *Journal of Animal Ecology* 65: 756-767
- Eriksson, B., K., Johansson, G., Snoeijs, P. 1998. Long-term changes in the sublittoral zonation of brown algae in the southern Bothnian Sea. – *European Journal of Phycology* 33: 241-249
- Fenchel, T. M. and Kolding, S. 1979. Habitat selection and distribution patterns of five species of the amphipod genus *Gammarus*. – *Oikos* 33: 316-322
- Fleming-Lehtinen, V., Laamanen, M., Kuosa, H., Haahti, H., Olsonen, R. 2008. Long-term development of inorganic nutrients and chlorophyll α in the open northern Baltic Sea. – *Ambio* 37: 86-92
- Gaston, K. J., Spicer, J. I. 2001. The relationship between range size and niche breadth: a test using five species of *Gammarus* (Amphipoda). – *Global Ecology and Biogeography* 10: 179-188
- Gogina, M., Zettler, M. L. 2010. Diversity and distribution of benthic macrofauna in the Baltic Sea Data inventory and its use for species distribution modelling and prediction. – *Journal of Sea Research* 64: 313-321
- Grabowski, M., Bacela, K., Konopacka, A. 2007. How to be an invasive gammarid (Amphipoda: Gammaroidea) – comparison of life history traits. – *Hydrobiologia* 590: 75-84
- Haapala, J., Meier, M., Rinne, J. 2001. Numerical investigations of future ice conditions in the Baltic Sea. – *Ambio* 30: 237-244
- Hansen, J. P., Wikström, S. A., Axemar, H., Kautsky, L. 2011. Distribution differences and active habitat choices of invertebrates between macrophytes of different morphological complexity. – *Aquatic Ecology* 45:11-22
- Herkül, K. 2006. Invasion history of the amphipods *Orchestia cavimana* and *Gammarus tigrinus* in the Estonian coastal sea: magistritöö. Tartu Ülikool, Tartu, Eesti

- Herkül, K., Kotta, J. 2007. New records of the amphipods *Chelicorophium curvispinum*, *Gammarus tigrinus*, *G. duebeni* and *G. lacustris* in the Estonian coastal sea. – *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Biology and Ecology* 56: 290-296
- Herkül, K., Kotta, J. 2009. Effects of eelgrass (*Zostera marina*) canopy removal and sediment addition on sediment characteristics and benthic communities in the Northern Baltic Sea. – *Marine Ecology* 30: 74-82
- Herkül, K., Kotta, J., Püss, T., Kotta, I. 2009. Crustacean invasion in the Estonian coastal sea. – *Estonian Journal of Ecology* 58: 313-323
- Isæus, M. 2004. Factors structuring *Fucus* communities at open and complex coastlines in the Baltic Sea: doktoritöö. Stockholmi Ülikool, Stockholm, Rootsi
- Jansson, B. O. 1980. Natural systems of the Baltic Sea. – *Ambio* 9: 128-136
- Jazdzewski, K., Konopacka, A., Grabowski, M. 2004. Recent drastic changes in the *Gammarid* fauna (Crustacea, Amphipoda) of the Vistula River deltaic system in Poland caused by alien invaders. – *Diversity and Distribution* 10: 81-87
- Karakiri, M., Nicolaidou, A. 1988. On the collection of Amphipoda from the Northern Sporades, Aegean Sea. – *Crustaceana. Supplement* 13: 107-114
- Kautsky, N., Kautsky, H., Kautsky, U., Waern, M. 1986. Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* (L.) since the 1940's indicates eutrophication of the Baltic Sea. – *Marine Ecology – Progress Series* 28: 1-8
- Kinne, O. 1961. Growth, molting frequency, heart beat, number of eggs, and incubation time in *Gammarus zaddachi* exposed to different environments. – *Crustaceana* 2: 26-36
- Kolding, S. 1981. Habitat selection and life cycle characteristics of five species of the Amphipod genus *Gammarus* in the Baltic. – *Oikos* 37:173-178
- Kolding, S., Fenchel, T. M. 1979. Coexistence and life cycle characteristics of five species of the Amphipod genus *Gammarus*. – *Oikos* 33: 323-327

- Kolding, S., Fenchel, T.M. 1981. Patterns of reproduction in different populations of five species of the amphipod genus *Gammarus*. – *Oikos* 37: 167–172
- Korpinen, S., Westerborn, M. 2010. Microhabitat segregation of the amphipod genus *Gammarus* (Crustacea: Amphipoda) in the northern Baltic Sea. – *Marine Biology* 157: 361-370
- Kotta, J. 2011. Kirpvähilised Eesti rannikumeres. – *Eesti Loodusuurijate Seltsi aastaraamat*. 86. köide
- Kotta, J., Herkül, K., Kotta, I., Orav-Kotta, H. 2006. Invasion history and distribution of the key benthic alien invertebrate species in the Estonian coastal sea. – *Estonian Marine Institute Report Series* 14: 13-19
- Lawrence, A. J., Soame, M. J. 2004. The effects of climate change on the reproduction of coastal invertebrates. – *Ibis* 146: 29-39
- Leineweber, P. 1985. The life-cycles of four amphipod species in the Kattegat. – *Holarctic Ecology* 8: 165-174
- Lubchenco, J. 1980. Algal zonation in the New England rocky intertidal community: an experimental analysis. – *Ecology* 61: 333-344
- MacNeil, C., Elwood, R. W., Dick, J. T. A. 1999. Differential microdistribution and interspecific interactions in coexisting *Gammarus* and *Crangonyx* amphipods. – *Ecography* 22: 415-423
- Nicolopoulos, A., Isæus, M., 2008. Wave exposure calculations for the Estonian Coast. Norwegian Institute for Water Research (NIVA). Aquabiota Water Research Report 2008:02
- Nilsson, L. M. 1974. Energy budget of a laboratory population of *Gammarus pulex* (Amphipoda). – *Oikos* 25: 35-42
- Norderhaug, K. M. 2004. Use of red algae as hosts by kelp-associated amphipods. – *Marine biology* 144: 225-230

- Olenin, S. 1997. Benthic zonation of the eastern Gotland Basin, Baltic Sea. – *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 30: 265-282
- Orth, R. J., Heck, K. L., van Montfrans, Jr. ja J. 1984. Faunal communities in seagrass beds: a review of the influence of plant structure and prey characteristics on predator-prey relationships. – *Estuaries* 7:339-350
- Packalén, A., Korpinen, S., Lehtonen, K. K. 2008. The invasive amphipod species *Gammarus tigrinus* (Sexton, 1939) can rapidly change littoral communities in the Gulf of Finland (Baltic Sea). – *Aquatic Invasions* 4: 405-412
- Péqueux, A. 1995. Osmotic regulation in Crustaceans. – *Journal of Crustacean Biology* 15: 1-60
- Perus, J., Bonsdorff, E., Bäck, S., Lax, H.-G., Villnäs, A., Westberg, V. 2007. Zoobenthos as indicators of ecological status in coastal brackish waters: a comparative study from the Baltic Sea. – *Ambio* 36: 250-256
- Rohde, S., Hiebenthal, C., Wahl, M., Karez, R., Bischof, K. 2008. Decreased depth distribution of *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae) in the Western Baltic: effects of light deficiency and epibionts on growth and photosynthesis. – *European Journal of Phycology* 43: 143-150
- Sanchez-Moyano, J. E., Garcia-Gómez, J. C. 1998. The arthropod community, especially Crustacea, as bioindicator in Algeciras Bay (Southern Spain) based on a spatial distribution. – *Journal of Coastal Research* 14: 1119-1133
- Sanden, P., Hakansson, B. 1996. Long-term trends in secchi depth in the Baltic Sea. – *Limnology and Oceanography* 41: 346-351
- Skådsheim, A. 1984. Life cycles of *Gammarus oceanicus* and *G. salinus* (Amphipoda) in the Oslofjord, Norway. – *Holarctic Ecology* 7: 262-270
- Steele, D. H. 1988. What is the amphipod life style? – *Crustaceana*. Supplement 13: 134-142

Steen, E. 1951. Ecological observations on some *Gammarus* and *Marinogammarus* species on the Scandinavian west coast. – *Oikos* 3: 232-242

Sutcliffe, D. W. 1967. A re-examination of observations on the distribution of *Gammarus duebeni* Lilljeborg in relation to the salt content in fresh water. – *Journal of Animal Ecology* 36: 579-597

Vader, W. 1977. Occurrence and biotope of *Gammarus zaddachi* Sexton, 1912, in Western and Northern Norway. – *Crustaceana* 4: 192-200

Worm, B., Lotze, H. K. 2006. Effects of eutrofication, grazing, and algal blooms on rocky shores. – *Limnology and Oceanography* 51: 569-579

Kasutatud internetiallikad

Marine Species Identification Portal. *Gammarus duebeni*. [http://species-identification.org/species.php?species_group=crustacea&menuentry=soorten&id=333&tab=beschrijving]. 10.05.2013

Marine Species Identification Portal. *Gammarus zaddachi*. [http://species-identification.org/species.php?species_group=crustacea&menuentry=soorten&id=342&tab=beschrijving]. 10.05.2013

Marine Species Identification Portal. *Gammarus locusta*. [http://species-identification.org/species.php?species_group=crustacea&menuentry=soorten&id=336&tab=beschrijving]. 10.05.2013

Marine Species Identification Portal. *Gammarus tigrinus*. [http://species-identification.org/species.php?species_group=crustacea&menuentry=soorten&id=341&tab=beschrijving]. 10.05.2013

Helsinki Commission. Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM. [http://www.helcom.fi/groups/monas/CombineManual/en_GB/Contents]

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina ____Kelli Maldre____

(autori nimi)

(sünnikuupäev: ____13.07.1991____)

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose
____Kirpvähekide levikut mõjutavad keskkonnategurid____,

(lõputöö pealkiri)

mille juhendaja on __Greta Reisalu____,

(juhendaja nimi)

1.1.reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;

1.2.üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.

2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus/Tallinnas/Narvas/Pärnus/Viljandis, __23.05.2013____ *(kuupäev)*